



OULUN YLIOPISTO
UNIVERSITY of OULU

Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto

Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio

Diplomityö

**Puhdistamon jälkeisen jätevedenkäsittelyn tehostaminen
Taivalkosken jätevedenpuhdistamolla**

Oulussa 30.11.2012

Tekijä: _____

Minna Arola

Työn valvoja: _____

Jarmo Sallanko

dosentti, tekniikan tohtori

Työn ohjaaja: _____

Teemu Junttila

diplomi-insinööri

Työn ohjaaja: _____

Kari Siikaluoma

teknikko, yhdyskuntatekniikka

Teknillinen tiedekunta

Osasto Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto		Laboratorio Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio	
Tekijä Arola, Minna Karoliina		Työn valvoja Sallanko J. dosentti	
Työn nimi Puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelyn tehostaminen Taivalkosken jätevedenpuhdistamolla			
Oppiaine Vesitekniikka	Työn laji Diplomityö	Aika marraskuu 2012	Sivumäärä 136 s., 22 s. 12 liitelehteä
Tiivistelmä Nykyään 1960 – luvulla käytetyt lammikkopuhdistamot edustavat vanhaa jätevesien puhdistustekniikkaa ja ympäri Suomen lammikoita on korvattu puhdistamouudistuksilla ja pintavalutuskentillä tai ne on suljettu. Tämän diplomityön tutkimusaiheena oli selvittää Taivalkoskella jätevesipuhdistamon lähistöllä sijaitsevan luonnontilaisen suon soveltuvuutta jätevesien jälkikäsittelyyn käytettäväksi pintavalutuskentäksi. Lisäksi työssä kartoitettiin puhdistamon alueella sijaitsevan kolmiosaisen lammikkopuhdistamon vaihtoehtoisia uusiokäyttömahdollisuuksia. Tutkimustulosten perusteella voidaan arvioida sekä kosteikon soveltuvuutta pintavalutuskentäksi että lammikoiden käyttömahdollisuuksia tulevaisuudessa. Työn keskeisinä aiheina olivat typen poiston tehostaminen kylmissä oloissa ja luonnonmukaisten menetelmien hyödyntäminen jäteveden jälkikäsittelyssä Taivalkoskella. Luonnonsuon soveltuvuutta pintavalutuskentäksi arvioitiin perustutkimuksilla, joihin kuuluivat tulevan kentän kaltevuuden, turvepaksuuden, hydraulisen johtavuuden, huokoisuuden, maatuneisuusasteen ja kasvillisuuden määrittäminen. Tutkimustulokset ja niistä saadut mitoitussarvot olivat vastaavanlaiset ja samaa suuruusluokkaa kuin pohjoisessa sijaitsevien Kompsansuon ja Rukan pintavalutuskenttien mitoitussarvot. Lammikkopuhdistamon soveltuvuutta uusiokäyttöön ja eri käyttötarkoituksiin arvioitiin lammille tehtyjen perusmittauksien avulla. Näihin perusmittauksiin lukeutuvat lampien happipitoisuuksien määrittäminen talviaikaan, sedimenttinäytteiden otto sekä pohjasedimentin määrän ja lammikoiden pohjankorkeuksien määrittäminen. Lisäksi lammikoiden toimintaa arvioitiin tilastollisin menetelmin velvoitetarkkailun vesinäytteiden perusteella pitkäaikaisen toiminnan näkökulmasta vuodesta 1990 vuoteen 2008, ja nykyisen toiminnan näkökulmasta ajanjaksolla 2010 - 2012. Vuonna 2008 Taivalkoskella tehtiin puhdistamouudistus. Lisäksi lammikoiden kesä- ja talviajan toimintaa analysoitiin tilastollisesti. Lammikoiden pohja-sedimenttinäytteiden osalta todettiin pienimmän lammikon sisältävän kohtuullisen paljon haitta-aineita. Tilastollisen analyysin perusteella lammikot puhdistavat tyypeä hyvin kesäaikaan, mutta samalla kiintoaineiden vapautuminen pohjasedimenteistä heikentää lijokeen johdettavan veden laatua. Tulosten perusteella todettiin, että kohdealueella sijaitseva kosteikko soveltuu pintavalutuskentäksi. Saatua mittaustuloksia verrattiin elinkeino- liikenne- ja ympäristökeskuksen asettamiin pintavalutuskentän suositussarvoihin. Lammikkotulosten perusteella lammille luotiin viisi erilaista jatkotoimenpidevaihtoehtoa. Suotuisimmaksi vaihtoehdoksi nousi vaihtoehto, jossa ensimmäinen lammikko kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi, toinen lammikko kasvipeitteiseksi vapaan vedenpinnan kosteikoksi ja kolmas lammikko pintavalutuskentän tapaiseksi kasvillisuuskentäksi. Toisen ja kolmannen lammikon väliin on suositeltu hapettavan ilmastuspadon rakentamista. Ehdotettu vaihtoehto on edullinen, pienentää pinta-alaakohtaista haitta-ainekuormitusta ja pidentää viipymäaika, jolloin myös typen poisto paranee. Lisätutkimuksena olisi tärkeä seurata kuinka ehdotettu systeemi käytännössä toimii ympäri vuoden, ja mitkä ovat sen todelliset puhdistustulokset eri vaiheiden jälkeen.			
Säilytyspaikka Oulun yliopisto, Tiedekirjasto Tellus			
Muita tietoja			

Faculty of Technology

Department Dept. of Process and Environmental Engineering		Laboratory Water Resources and Environmental Engineering	
Author Arola, Minna Karoliina		Thesis Supervisor Sallanko J, dosent	
Title of Thesis Improvement of tertiary wastewater treatment efficiency in Taivalkoski wastewater plant			
Major Subject Water	Type of Thesis Master Thesis	Submission Date November 2012	Number of Pages 136 p., 22 p. 12 appendices
<p>Abstract</p> <p>Popular pond systems built in 1960's have been seen as an old technic to treat wastewater and nowadays they are replaced by investments of wastewater plant or by using treatment wetlands, or they are closed. This master thesis discovers the possibility of usage of nearby wetland in Taivalkoski to perform as a tertiary treatment wetland for household wastewater. In addition an old tree-parted pond system in the wastewater plant yard was investigated. The aim of investigations was to discover possible future use and value of the pond system. Due to investigation results it is possible to determine whether natural swamp is able to perform as tertiary wastewater treatment wetland. The purpose of this thesis is all together to find options to improve the effectiveness of tertiary treatment of wastewater in Taivalkoski. Main issues discussed are the effectiveness of nitrogen removal in cold conditions and the use of natural wastewater purification processes.</p> <p>Natural swamp near wastewater plant was investigated with basic measurements. Those basic measurements include the measurements of slope, thickness of peat, hydraulic conductivity, porosity, decomposition rate and flora. Measured values of wetland site are similar to values measured in Ruka and Kompsansuo treatment wetlands in northern Finland.</p> <p>Basic measurements were made also for ponds. Measurements included oxygen measurements during winter time, sediment analysis, thickness of sediment layer in the bottom of the pond and location and height of bottom. In addition, statistical analysis of operation of pond was made in the view of longer and shorter term. In addition winter and summer operation of ponds was analyzed statistically. Measured data was gathered from the annual water samples. Results show that only smallest pond has a moderate amount of harmful substances. Statistical analysis and measurements show that during summer time nitrogen removal in ponds increases. At the same time also solid substances release from the sediment layer and that decreases the quality of treated water.</p> <p>According to the results natural wetland near treatment plant can be used as a tertiary wastewater treatment wetland. Measured results were compared to typical values of Finnish treatment wetlands. According to pond results and analysis, five options were created for usage of old ponds. The most relevant option is option, which is combination of pre-treatment pond, vegetation field and treatment wetland. This option is innovative, cheap and it decreases the surface loading of wetlands and increases the detention time of wastewater in the process. Smaller loading and longer detention time will increase the effectiveness of total nitrogen removal. Issues of further studies can include the observation of different treatment units and their purification efficiency itself and annually.</p>			
Place of Storage University of Oulu, Science Library Tellus			
Additional Information			

Alkusanat

Tämä diplomityö on tehty Taivalkosken kunnalle yhteistyönä Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion kanssa vuoden 2012 aikana. Työn tekeminen on ollut mielenkiintoista ja se on tarjonnut mahdollisuuden perehtyä erilaisiin puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelymahdollisuuksiin. Työn tarkoituksena on antaa tietoa erilaisista puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelyvaihtoehdoista ja luoda yleissuunnitelma vaihtoehtoiseen jälkikäsittelyn tehostamisesta. Diplomityön aihe on ollut monipuolinen ja ajankohtainen.

Kiitokset työn ohjaamisesta kuuluvat ohjaajilleni Kari Siikaluomalle sekä Teemu Junttilalle. Työn valvojana toimi Jarmo Sallanko. Kiitoksen ansaitsevat myös Taivalkosken kunnan teknisten palveluiden henkilökunta, toimialajohtaja Raimo Varanka sekä Oulun ELY- keskuksen luottamusmies Aira Leinonen. Haluan kiittää yhteistyöstä ja tuesta myös Oulun yliopiston vesitekniikan laboratorion henkilökuntaa ja erityisesti laboratorioden toimihenkilöitä Tuomo Reinikkaa ja Tuomo Pitkästä. Lisäksi kiitoksen ansaitsevat mittauksissa apuna olleet henkilöt. Erityiskiitos isälleni Vesa Arolalle, joka toimi mittausapumiehenä aina tarvittaessa. Taivalkosken kuntaa haluan kiittää ajankohtaisen ja mielenkiintoisen työn tarjoamisesta. Lisäksi erityismaininnan ansaitsee Markus Savikuja, joka on toimittanut kosteikkoihin liittyvää materiaalia ja avustanut diplomityöhön liittyvissä käytännön asioissa. Kiitoksen ansaitsevat myös kaikki minua neuvoneet ja tietoja toimittaneet henkilöt työni eri vaiheissa.

Diplomityöni taloudellisesta tukemisesta haluan kiittää Taivalkosken kunnan jätevedenpuhdistamoa ja Maa- ja Vesitekniikan tuki ry:tä sekä vanhempiani. Lopuksi haluan kiittää myös ystäviäni, jotka ovat lukuisilla kahvihetkillä irrottaneet minut hetkeksi työn parista.

Oulussa 14.12.2012

Minna Arola

LIITTEET:

Liite 1. Taivalkosken jätevedenpuhdistamon prosessikaavio

Liite 2. Von Postin asteikko maatuneisuusasteiden luokitteluun

Liite 3. Suoalueen maatuneisuustulokset

Liite 4. Hydraulisen johtavuuden mittaustulokset

Liite 5. Sedimenttinäytteenottotulokset

Liite 6. Tilastollisen analyysin tulokset ajanjaksolla 2010 – 2012

Liite 7. Pitkäaikaisen tilastollisen analyysin tulokset ajanjaksolla 1990 - 2007

Liite 8. Vuodenaikaisvaihteluiden tilastollisen analyysin tulokset ajanjaksolla 2010 - 2012

Liite 9. Karttakuvat lammikoiden toteuttamisvaihtoehdoista

Liite 10. Leveys- ja pituusleikkauspiirros pintavalutuskentästä (PL1 ja PL2)

Liite 11. Tarkennokset pintavalutuskentän leveys- ja pituusleikkauspiirroksiin

Liite 12. Poikkileikkauspiirros lammikoista nykyisellään ja vaihtoehdon 3 mukaan (PL3)

Lyhenneluettelo

a	Kulmakerroin
A	Pinta-ala [m ²]
Al(OH) ₃	Alumiinitrihydroksyyli
AIPS	Kehittynyt integroitu lammikkosysteemi (advanced integrated pond system)
APS	Kehittynyt lammikkopuhdistamojärjestelmä (advanced pond system)
AVR	Fosforin saostuskemikaali, rautapitoinen alumiinisulfaatti
BOD ₇	Biologinen hapenkulutus [mg/l O ₂] 7 päivän kokeessa
BKH	Biologinen hapenkukutus
CEC	Kationinvaihtokapasiteetti
COD	Kemiallinen hapenkulutus [mg/l O ₂]
GTK	Geologian tutkimuskeskus
d	Vuorokausi, 24 h
dh/dl	Hydraulinen gradientti
EFP	Tehostettu fakultatiivinen lammikko (effective facultative pond)
EPC	Fosforin nettovapautumista ja – sitoutumista kuvaava suure
f	Pietsometrinen korjauskerroin
FWS	Vapaan vesipinnan kosteikko (free water surface wetland)
h	Vesipinnan korkeus mittaushetkellä t [cm]
H	Vesipinnan korkeus mittauspisteessä [cm]
HLR	Hydraulinen kuorma (hydraulic loading rate)
ICW	Integroitu kosteikko systeemi (integrated constructed wetland)
IRC	International Water and Sanitation Center
ird	Irtotodellinen, maamassojen määrittämis kerroin, lukuarvona 1,35
jm	Juoksumetri
m	Märän turvenäytteen massa [g]
m ₀	Massa alussa ajanhetkellä t = 0 [g]
m _a	Upokkaan paino [g]

m_b	Märän näytteen ja upokkaan paino [g]
m_c	Kuivatun näytteen ja upokkaan paino [g]
m_d	Turpeen kuivapaino [g]
n	Huokoisuus
N_2	Molekulaarinen typpi eli alkuaine typpi, olomuotona kaasu
N_2O	Dityppioksidi ts. ilokaasu
NO_2-N	Nitriittityppi [mg/l]
NO_3-N	Nitraattityppi [mg/l]
NH_3	Ammoniakki
NH_4-N	Ammonium typpi [mg/l]
PIMA	Pilaantuneiden maiden käytäntöä ja luokittelua ohjaava asetus
PE-luku	Jätevesien käsittelyssä käytettävä luku, joka kuvaa teollisuuden ja asukkaiden muodostamaa BOD- kuormaa jätevedessä 24 tunnin aikana
PO_4^-	Fosfaatti-ioni
q	Darcyn nopeus [m/s]
$q(t)$	Virtaus ajan suhteen [m/s]
Q	Virtaama [m ³ /s]
r	Vesisäiliön säde [cm]
SSF	Vaakatasoinen maanalaisen virtauksen kosteikko (sub- surface flow wetland)
SWS	Society of Wetland Scientists, kosteikko- asiantuntijoiden muodostama kansainvälinen järjestö
t	Aika [s]
TOC	Orgaaninen kokonaishiili
TSS	Kiintoaine veden laadun mittauksissa
w	Vesipitoisuus [m -%, g/kg]
WEF	Water Environment Federation, insinöörien ja teollisuuden muodostama järjestö käsitellen jäteveteen ja puhtaaseen veteen liittyviä asioita
WSP	Jäteveden tasausallas (waste stabilization pond)

Sisällysluettelo

Tiivistelmä opinnäytetyöstä.....	2
Abstract of thesis.....	3
Alkusanat	4
Lyhenneluettelo.....	6
Sisällysluettelo	8
1 Johdanto	11
2 Luonnonmukaiset menetelmät jäteveden puhdistuksessa.....	13
2.1 Lammikkopuhdistamot.....	14
2.2 Kosteikkotyypit	15
2.3 Lammikko – kosteikko yhdistelmät	18
3 Kosteikko	20
3.1 Toiminta ja rakenne.....	20
3.2 Haitta-aineiden poistumismekanismit	21
3.3 Muuttujat ja mitoitusarvot.....	27
3.3.1 Mikrobiologiset prosessit.....	27
3.3.2 Kasvien vaikutus.....	30
3.3.3 Hydrauliset muuttujat	32
3.3.4 Turpeen ominaisuudet.....	35
3.3.5 Kokoluokitukset.....	36
3.3.6 Kuormitusarvot	38
3.4 Kosteikkojen puhdistustehoja.....	39
3.5 Pohjoisen kosteikot.....	41
3.5.1 Vuodenajat ja kylmyys	41
3.5.2 Suomen kosteikot.....	44
3.6 Esimerkkikosteikkoja	45
3.6.1 Esimerkki maanalaisen virtauksen kosteikosta.....	45

3.6.2 Hybridi kosteikkoratkaisut.....	47
4 Lammikko	48
4.1 Lammikkopuhdistamoiden historiaa maailmalla ja Suomessa	48
4.2 Toimintaperiaatteet ja huolto.....	49
4.3 Haitta-aineiden poistoprosessit.....	50
4.4 Lammikkojen eri käyttötarkoituksia	52
4.5 Toteutettuja lammikkopuhdistamoiden sulkemiskäytäntöjä Suomessa	55
4.5.2 Yhteenveto Pohjois-Pohjanmaan suljetuista lammikkopuhdistamoista	55
4.5.3 Kuorevirran jätevedenpuhdistamon tapaus (Kiuruvesi)	55
4.6 Lammikoiden ja kosteikkojen yhdistelmät.....	57
4.6.1 Vidaråsen tapaus Norjassa	57
4.6.2 Lammikon ja kosteikon puhdistustehojen vertailu	59
5 Taivalkosken jätevedenpuhdistamo	60
5.1 Puhdistamon tiedot	60
5.2 Tutkimusalue	62
6 Tutkimusmateriaalit ja menetelmät.....	64
6.1 Kosteikon perustiedot.....	64
6.1.1 Kentän kaltevuus ja turvepaksuus.....	64
6.1.2 Hydraulinen johtavuus	65
6.1.3 Huokoisuus	70
6.1.4 Turpeen maatuneisuusaste ja kasvillisuus	72
6.2 Lampien tutkimukset.....	73
6.2.1 Happipitoisuudet talviaikaan	73
6.2.2 Sedimenttinäytteet	73
6.2.3 Vesianalyysit.....	73
6.2.4 Lietepaksuudet ja pohjan korkeus.....	74
6.2.5 Tilastollinen analyysi	74
7 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	75

7.1 Pintavalutuskenttään liittyvät tulokset.....	75
7.1.1 Kentän kaltevuus ja turvepaksuus.....	75
7.1.2 Hydraulinen johtavuus.....	77
7.1.3 Turpeen maatuneisuusaste ja kasvillisuus	78
7.1.4 Huokoisuus	80
7.2 Lampien tutkimustulokset	81
7.2.1 Vesinäytteiden happipitoisuudet talviaikaan	81
7.2.2 Sedimenttinäytteet	81
7.2.3 Lietepaksuudet ja pohjan korkeus.....	85
7.2.4 Tehostettu tarkkailu	86
7.3 Tilastollinen analyysi	87
7.3.1 Lampien pitkäaikainen toiminta	88
7.3.2 Lampien toiminta puhdistamouudistuksen jälkeen vuosina 2010 - 2012.....	90
7.3.3 Vuodenaikaisvaihtelu.....	92
8. Pintavalutuskentän yleissuunnitelma	94
9 Lampien toteutusvaihtoehdot	101
9.1 VE0. Lampien käyttö talviaikaan	101
9.2 VE1. Lammikoiden sulkeminen.....	102
9.3 VE2. Varoallas ja läjitysalue	106
9.4 VE3. Kasvillisuuskentät	106
9.5 VE4. Lammikko ja kasvillisuuskenttä.....	110
9.7 VE5. Lammikot ja kivisuodattimet	113
10. Vaihtoehtojen vertailu.....	115
11 Johtopäätökset.....	121
12 Yhteenveto	126
Lähdeluettelo.....	129

1 Johdanto

Nykyään ympäristön suojelu, ympäristökuormituksen minimointi ja energiatehokkuus nähdään tärkeänä osana yhdyskuntien toimintaa. Yhä suurempi osa uusista investoinneista tehdään kiristyneiden ympäristösäädösten ja tavoitteiden mukaan. Nämä säädökset ja uudet lakiehdotukset tiukentavat myös jätevesien käsittelyn päästörajoja. Tavalliset yhdyskuntien jätevedet sisältävät runsaita määriä erilaisia ravintoaineita, metalleja, orgaanisia yhdisteitä, kiintoainetta ja patogeenejä. Nykyisellään jätevedenpuhdistamot saavuttavat laissa määrätty kynnys- ja raja-arvot tavallisten jätevedestä mitattujen haitta-aineiden suhteen. Tyypillisimpiä jätevedestä mitattuja haitta-aineita ovat typpi, fosfori, kiintoaine, BOD₇, COD_{cr}. Kuitenkin vesistöjen suojelun vuoksi erityisesti typen tehokkaampi poisto ja kiintoainepäästöjen minimointi tulevat jatkossa olemaan yhä tärkeämpiä tavoitteita.

Vesiensuojelun haasteisiin pyritään vastaamaan kehittämällä ja toteuttamalla edullisia, tehokkaita ja mahdollisimman luonnonmukaisia menetelmiä jäteveden-puhdistuksessa. Luonnonmukaiset jätevesien puhdistusmenetelmät pystyvät vastaamaan edellä mainittuihin haasteisiin hyvin. Luonnonmukaisiin jäteveden puhdistusmenetelmiin lasketaan kuuluvaksi aikaisemmin paljon käytetyt lammikkopuhdistamot, kelluvat vesikasvisysteemit sekä luonnolliset ja rakennetut pintavalutuskentät ja kosteikot (Kruzic & Kreissl 2009).

Tässä diplomityössä kartoitettiin vaihtoehtoja Taivalkoskella sijaitsevan jäteveden-puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelyn tehostamiseksi. Taivalkosken kunnan jätevedenpuhdistamo on velvoitettu tehostamaan jäteveden käsittelyä ja korvaamaan nykyisin toiminnassa oleva lammikkopuhdistamo nykyaikaan paremmin soveltuvalla menetelmällä (PPO-2005-4 423-121). Pintavalutuskentän on tarkoitus tehostaa puhdistamon jälkeisen jäteveden laatua ennen veden johtamista Iijokeen, ja siten varmistaa riittävä ja nykyaikainen jätevesienkäsittely. Diplomityö jakautuu kahteen osa-alueeseen, joita ovat puhdistamon jälkeisen jäteveden laadun parantamiseen kaavaillun pintavalutuskentän suunnittelu yleisluontoisesti sekä 40 vuotta käytössä olleen kolmiosaisen lammikkopuhdistamon käyttömahdollisuuksien selvittäminen.

Nykyään Suomessa vapaan vedenpinnan kosteikkoja ja pintavalutuskenttiä sovelletaan hyvin erilaisten jätevesien käsittelyyn, sillä ne ovat edullisia, luonnonmukaisia ja tehokkaita jätevesien puhdistajia pohjoisissa oloissa. Jätevesi puhdistuu reagoidessaan turvemaan, veden, kasvillisuuden ja kosteikolla elävien mikrobien kanssa. Tämän diplomityön kirjallisuuskatsauksessa perehdytään ensin teoreettisesti kosteikkojen

puhdistusmekanismeihin ja mitoituseriaatteisiin. Erityisesti kosteikkojen hydraulikka, typen poiston tehostaminen ja kosteikon toiminta kylmissä oloissa ovat olleet avainasemassa. Tutkimusosiossa kartoitettiin Taivalkosken puhdistamon lähialueella sijaitsevan suon ominaisuuksia ja soveltuvuutta pintavalutuskentäksi. Pintavalutuskenttä on erikoisnimitys kosteikolle, joka on mitoitettu ja suunniteltu Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen ohjeiden mukaisesti. Tässä diplomityössä tutkimustulosten perusteella on suunniteltu yleissuunnitelma Taivalkosken läheisen suoalueen muuttamisesta pintavalutuskentäksi.

Aiemmin 1960- luvulla lammikkopuhdistamot toimivat usein jäteveden ainoana käsittelymenetelmänä ennen luonnonvesiin purkamista. 1970- luvun jälkeen lammikkopuhdistamoja alettiin korvata erilaisilla puhdistamoratkaisuilla ja lopulta niiden toiminta rajottui pääosin puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelyyn. Nykyisin jo pisimmillään 40 vuotta toimineet lammikkopuhdistamot pyritään sulkemaan ja ne on korvattu usein kemiallis - biologisella jätevedenpuhdistamolla. Diplomityön toisessa osiossa etsitään ratkaisuja ja vaihtoehtoja nykyisellään käytössä olevien lammikkopuhdistamoiden kunnostamiseen, uusiokäyttöön ja sulkemiseen Taivalkoskella. Nykyään Taivalkosken kolmiosaisen lammikkopuhdistamon lammikot toimivat puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelijänä. Lammikkopuhdistamoihin liittyvässä kirjallisuuskatsauksessa on käyty läpi lammikkopuhdistamojen yleisiä toimintaperiaatteita ja lammikoiden erilaisia käyttötarkoituksia sekä Suomessa että ulkomailla. Kokeellisessa osassa selvitettiin muun muassa lammikoiden pohjalietteen ja niiden läpi johdettavan veden haitta-ainepitoisuudet. Lammikkotutkimusten perusteella kartoitettiin vaihtoehtoja lammikoiden nykyaikaisemmalle käytölle. Tutkimusten lisäksi lammikoiden toimintaa analysoitiin tilastollisesti.

Tämän diplomityön tavoitteena on esitellä erilaisia vaihtoehtoja puhdistamolta lähtevän jäteveden käsittelyn tehostamiseksi. Diplomityössä perehdyttiin erityisesti typen ja kiintoaineen poiston tehostamiseen, niin että Iijokeen johdettavan veden haittaainepitoisuudet vähenisivät ja veden laatu parantuisi. Työn loppuosassa esitellään vaihtoehtoisia lammikoiden käyttömahdollisuuksia, yleissuunnitelma pintavalutuskentälle sekä tehdään ehdotus parhaasta lammikoiden jälkikäsittelyvaihtoehdosta. Diplomityön aiheena on puhdistamolla käsitellyn veden jälkikäsittelyn tehostaminen, eikä työ ota kantaa puhdistamon omiin prosesseihin. Diplomityö on tehty yleissuunnittelutasolla, eikä se sisällä varsinaista toteuttamissuunnitelmaa.

2 Luonnonmukaiset menetelmät jäteveden puhdistuksessa

Luonnonmukaiset jätevesien käsittelyjärjestelmät ovat systeemejä, jotka hyödyntävät luonnon omia mekaanisia, biologisia ja kemiallisia prosesseja saavuttaakseen mahdollisimman hyvän puhdistustuloksen. Tällaiset järjestelmät ovat usein edullisia rakentaa sekä ylläpitää ja ne kuluttavat vähemmän energiaa kuin laitosmaiset vastaavat ratkaisut. Luonnonmukaisiksi menetelmiksi lasketaan siis menetelmät, jotka ensisijaisesti hyödyntävät luonnon omia prosesseja päämäärän tavoittelun suhteen. Kuitenkin luonnonmukaiset menetelmät saattavat edellyttää pumppausta, ilmastusta ja virtauksen säätöä, vaikka itse puhdistusprosessi ei ulkoista energian lähdettä tarvitsisikaan. (Crites 2006,1)

Nykyään luonnonmukaisia menetelmiä käytetään jäteveden puhdistuksessa yhä enemmän ja niiden käyttökohteet vaihtelevat maatalouden, asumis- ja talousvesien sekä teollisuuden jätevesien käsittelystä vaarallisen jätteen, hulevesien ja tulvatorjunnan käsittelyyn sekä jokien ja pohjavesien kunnostukseen (Kruzic 2009). Suomen kylmissä oloissa luonnollisten menetelmien käyttö jäteveden viimeistelyssä on haastavaa ja vaatii innovatiivisuutta. Eräs hyvä esimerkki innovatiivisuudesta on kylmäkristallisaation hyödyntämisestä jätevesien viimeistelyssä. Merkittävät typen, fosforin ja kolibakteerien poistumat saavutetaan kylmäkristallisaation avulla, jossa haitta-aineiden poistuminen tapahtuu lumen tekemisen, lumikasan ikääntymisen ja sulamisvesien maaperäkäsittelyn vaikutuksesta (Haanpää 2006, 16).

Tässä kirjallisuusosiossa on keskitytty kahteen Suomessa yleisimmin käytössä olevaan luonnonmukaiseen järjestelmään, joita ovat käytöstä poistumassa olevat lammikko-puhdistamot ja yhä enemmän yleistyvät jätevesien jälkikäsittelykosteikot ja pinta-valutuskentät. Lisäksi työssä on esitelty muutamia kylmissä olosuhteissa toiminnassa olevia yhdistettyjä lammikoiden ja kosteikkojen ratkaisuja. Edellä mainittuja yhdistettyjä eli integroituja jäteveden puhdistusjärjestelmiä on toiminnassa muun muassa Kanadassa, Yhdysvalloissa, Ruotsissa ja Norjassa.

2.1 Lammikkopuhdistamot

Lammikkopuhdistamo määritellään Euroopan ympäristökeskuksen ympäristöpalvelun mukaan matalaksi lammeksi, jossa auringonvalo yhdessä bakteerien ja hapen kanssa puhdistaa jätevettä. Lammikot ovat usein rakennettuja ja termi on synonyymi jäteveden tasausaltaan kanssa. Tämän diplomityön yhteydessä lammikkopuhdistamon määritelmään on laajennettu kuuluvaksi myös ulkomailla paljon käytetyt jätevesien puhdistamiseen kuuluvat laguunit. Lammikoissa jäteveden puhdistamisesta vastaavat bakteerien ohella mikrobit, levät ja muut eliöt.

Lammikkopuhdistamoja käytetään erilaisten jätevesien puhdistukseen joko yksinään tai yhdistettyinä johonkin toiseen puhdistusjärjestelmään. Niitä voidaan käyttää laajasti trooppisista oloista että arktisiin olosuhteisiin. Lammikkopuhdistamot voidaan jaotella erilaisiin ryhmiin niiden biologisen toiminnan, happiolosuhteiden tai muiden toimintaperiaatteiden mukaisesti (Water Environment Federation 2010, 210). Yleisimmin lammikkopuhdistamot jaetaan pääryhmiin niiden happiolosuhteiden mukaan.

Hapelliset jätevesien stabilointilammikot ovat aiemmin toimineet biologisena puhdistusmenetelmänä useille jätevesityypeille vaihdellen talousjätevesistä aina teollisuuden monimutkaisiin jätevesiin (Crites 2006, 182). Hapelliset lammikkopuhdistamotyyppit voidaan jakaa kolmeen pääluokkaan niiden hydraulisen toiminnan perusteella (Corbitt 1998). Lisäksi lammikkopuhdistamotyyppeihin kuuluu hapeton eli anaerobinen lammikkopuhdistamo.

Aerobiset lammikot saavat hapen pinnan ja fotosynteesin kautta ja käyttävät sitä biologisen toiminnan ylläpitoon. Lammikot ovat matalia ja niillä on kohtuullisen lyhyet viipymääjat. Levien poisto tulee suorittaa näissä lammissa ajoittain, jotta prosessia voitaisiin kontrolloida paremmin. Aerobisten lammikoiden käyttö on tehokkainta lämpimässä ja aurinkoisessa ilmastossa ja ne soveltuvat parhaiten liukoisen orgaanisen aineksen erottamiseen. (Corbitt 1998)

Fakultatiiviset lammikot muodostuvat hapellisesta pintakerroksesta ja hapettomasta pohjakerroksesta. Happi saadaan tässä vaihtoehdossa myös pinnan ja fotosynteesin avulla. Fakultatiivisessa lammikossa aerobiset mikrobit, levät ja kelluvat kasvit stabilisoivat jätevesien sisältämää orgaanista ainesta ja hapettoman pohjakerroksen tuottamia sivutuotteita. (Corbitt 1998)

Useimmiten fakultatiiviset lammet on suunniteltu orgaanisen aineksen (BOD) poistoon. Fakultatiivisessa lammessa typpi poistuu pääosin kaasujen muodostumisen ansiosta. Parhaimmillaan typen poisto voi ylittää jopa 80 %. Tehokkuus on paljolti riippuvainen pH:sta, lämpötilasta ja viipymääjasta. (Crites 2006, 96)

Ilmastetuissa lammikoissa hapensaantia on tehostettu mekaanisella ilmastuksella. Ilmastettu lammikko vähentää tarvittavaa tilaa ja tarjoaa joustavuutta jätevesien kuormituksen ja muiden olosuhteiden suhteen. (Corbitt 1998)

Anaerobisen lammikon päätehtävänä on stabilisoida eli vakauttaa jäteveden orgaanisen kiintoainepitoisuuksia. Anaerobiset lammikot toimivat yleensä yhdistettyinä fakultatiivisten tai ilmastettujen lammikoiden sarjaan. Hapettomissa oloissa orgaaninen aines hajotetaan erilaisiksi hapoiksi, jotka muuttuvat myöhemmissä prosesseissa metaaniksi ja hiilidioksidiksi. Suurimpia ongelmia tälle lammikkotyypille ovat hajuhaitat, joita aiheutuu mädätysprosessien kaasujen tuotannosta. (Crites 2006, 133 - 134)

2.2 Kosteikkotyypit

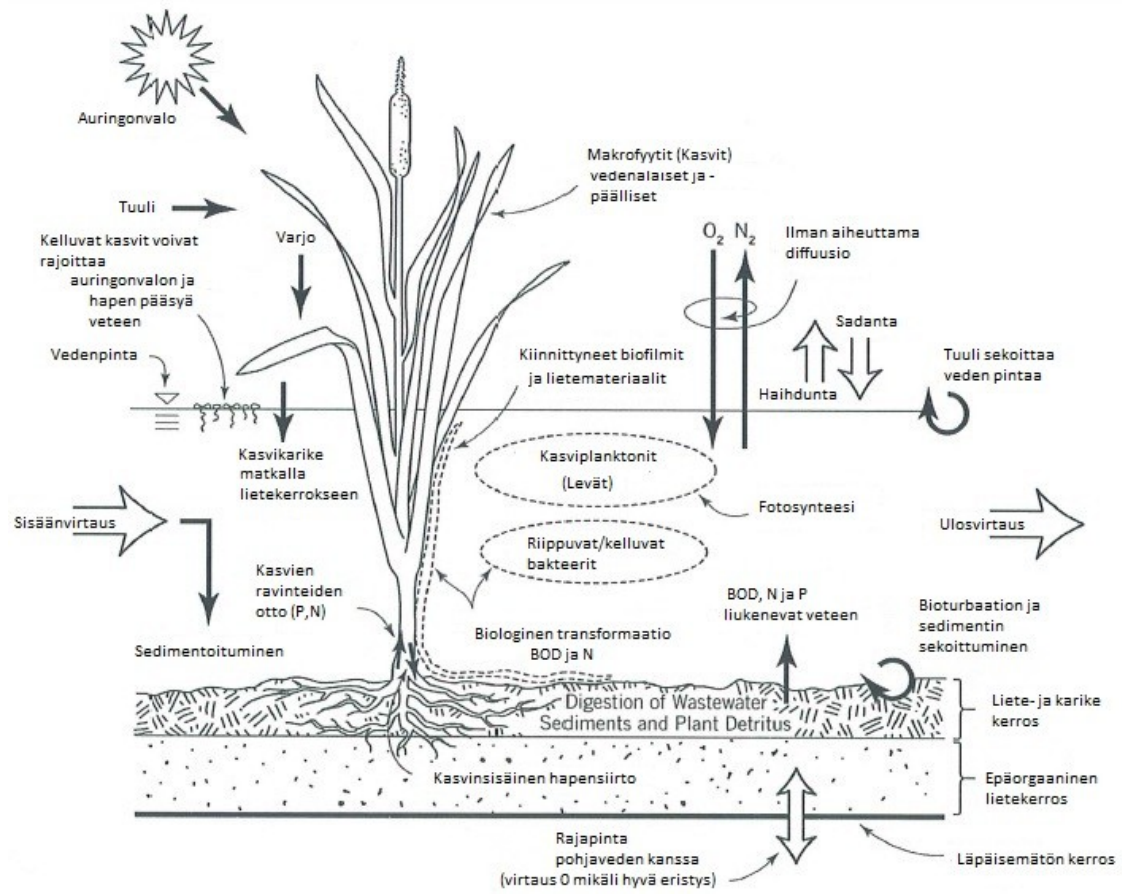
Kosteikoksi määritellään maa-alue, missä veden pinta on maan tasolla tai sen yläpuolella tarpeeksi kauan ylläpitääkseen vedellä kyllästyneitä maaolosuhteita ja kosteikolle tyypillistä kasvillisuutta (Crites 2006, 4). Kosteikoiksi tässä yhteydessä lasketaan sekä luonnonmukaiset että rakennetut suot, turvetuotantomaa ja jälkikäsittelyyn varta vasten mitoitettut pintavalutuskentät. Turveteollisuusliiton mukaan pintavalutuskentästä puhutaan vain tapauksissa, joissa luonnontilainen kenttä on mitoitettu ohjeiden mukaisesti. Muissa tapauksissa tulee käyttää käsitteitä kosteikko tai kasvillisuuskenttä. Ohjearvot pintavalutuskentän mitoitukselle on esitetty kappaleessa 3.3 (Kanttonen 2011: Turveteollisuusliitto [2007]). Tässä työssä pintavalutuskentäksi mainitaan siis ainoastaan oikein mitoitettut kosteikot.

Maailmalla kosteikkoja käytetään ravinnepitoisten jätevesien puhdistajina joko korvaamaan varsinaista puhdistamoa tai jälkikäsittelykenttänä varsinaisen puhdistamon jälkeen. Ne ovat parantaneet veden laatua ja vähentäneet ravinnepestöjä. Nimenomaan pohjoisella pallonpuoliskolla Kanadassa, Ruotsissa ja Norjassa kosteikot toimivat nykyisellään pääsääntöisesti jätevesien jälkikäsittelykenttinä kylmistä olosuhteista johtuen. Kosteikkopohjaisia jälkikäsittelykenttiä tutkitaan jatkuvasti ja ymmärtämällä niiden hydraulikkaa ja prosesseja, ne mahdollisesti pystyvät tulevaisuudessa tarjoamaan entistä parempia puhdistustuloksia jopa kylmissä pohjoisen oloissa.

Rakennetut jälkikäsittelykentät ovat energiatehokkaita ja kohtuullisen helppohoitaisia jätevesien puhdistusmenetelmiä. Ne ovat ulkonäöltään ja toiminnaltaan lähellä luonnontilaisia kosteikkoja ja siten sopivat hyvin viimeiseksi jälkikäsittelytoimenpiteeksi. Ne eivät erotu juurikaan ympäröivästä luonnosta. Kosteikoissa jäteveden puhdistus tapahtuu monen eri prosessin kautta ja siksi ne ovat tehokkaita useiden eri haitta-aineiden suhteen. Erityisesti fyysinen sedimentoituminen, haitta-aineiden sitoutuminen turpeeseen ja mikrobitoiminta takaavat kosteikkojen hyvän puhdistustehokkuuden. Suurimmassa osassa kosteikoita ei havaita leväongelmia, sillä kosteikon oma kasvillisuus rajoittaa leväkasvua.

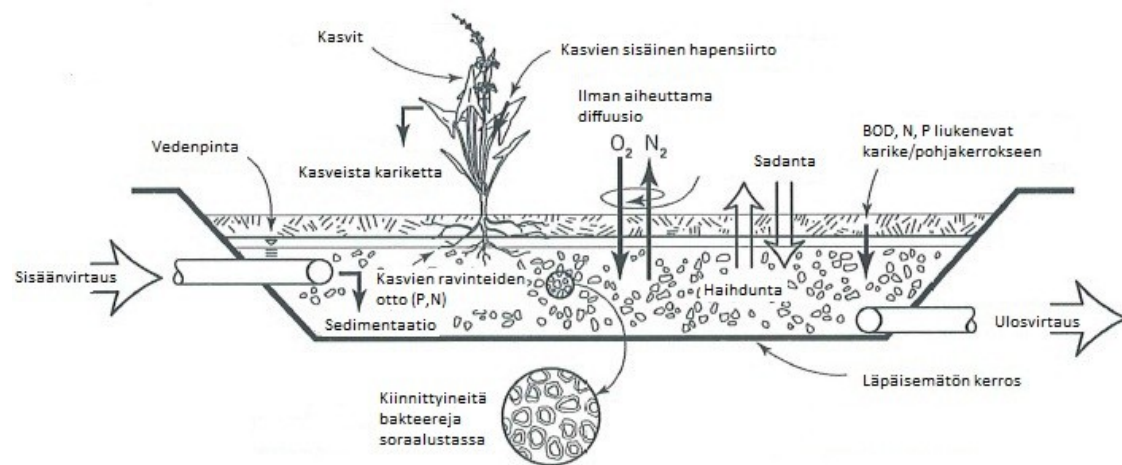
Fuchs et al. (2010) toteaa artikkelissaan, että rakennetut kosteikot ovat ympäristöystävällisiä menetelmiä typpi- ja hiilipäästöjen suhteen. Rakennetut kosteikot ovat useimmiten hyvä ratkaisu ravinteiden ja haitta-aineiden poistoon ja ympäristövaikutusten vähentämiseen. Tutkimuksen mukaan pystysuoran virtauksen kosteikko on ympäristöystävällisin ratkaisu kasvihuonepäästöjä ja typen vapautumista ajatellen, mutta myös vaakatasoisen virtauksen kosteikot nähdään energiatehokkaina ratkaisuin (Fuchs et al. 2010). Kosteikkosysteemit ovat jaettavissa Corbittin ja Critesin mukaan kolmeen pääryhmään, jotka on esitelty alapuolella lyhyesti pääpiirteiltään. (Corbitt 1998, 6.101)

Vapaan vesipinnan kosteikko (FWS) muodostuu 20 - 30 senttimetrin kasvi- ja maavyöhykkeestä, jonka päällä on 20 – 40 senttimetrin vapaa vesipinta (kuva 1). Tiivis kasvillisuus peittää suurimman osan kosteikon pinta-alasta (Vymazal 2010). Vapaan vesikerroksen vuoksi maa on liki koko ajan kyllästyneessä tilassa. Suurin osa veden laadun parantamiseen käytetyistä kosteikoista ovat kasvillisuudeltaan puu-, rahkaturve- ja rämevaltaisia (Crites 2006). Kosteikko on vesipinnaltaan matala ja virtaus hidasta.



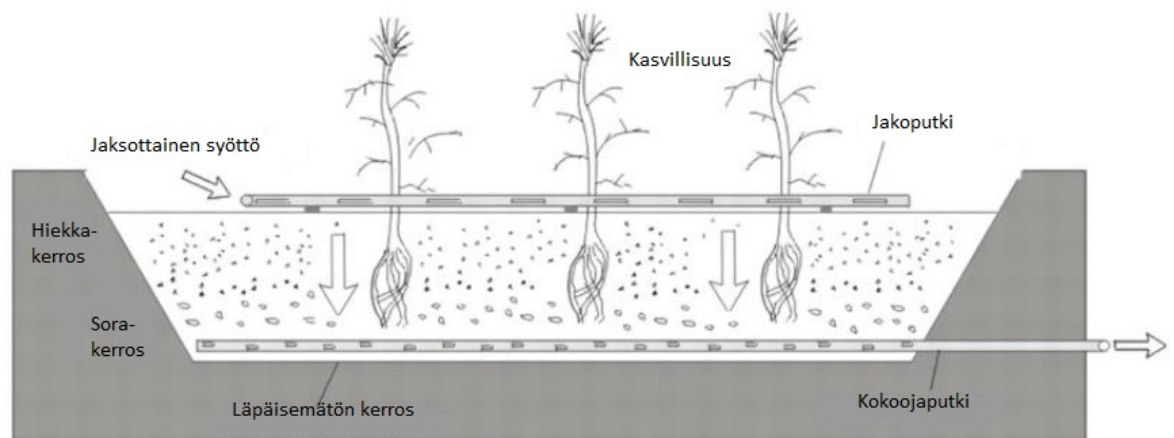
Kuva 1. Vapaan vedenpinnan kosteikko (IWA 2007: Wallance & Knight [2006]).

Vaakatasoisen maanalaisen virtauksen kosteikon (SSF) toimintaperiaate perustuu altaisiin, jotka on täytetty huokoisella materiaalilla (kuva 2). Virtaus kosteikolla on hidasta ja jätevesi puhdistuu pääosin virratessaan huokoisen aineksen läpi. Pinnalla voi olla kasvillisuutta ja vesi kulkee näin ollen kasvien juurikerroksessa. Vesi johdetaan kosteikolle kosteikon pintakerroksesta ja kerätään kosteikon pohjaturpeesta.



Kuva 2. Maanalaisen virtauksen kosteikko (IWA 2007: Wallance & Knight [2006]).

Pystysuoran virtauksen kosteikko on muunnos vuoroittaisesta pakatusta suodatinpatja-tekniologiasta. Tässä menetelmässä jätevettä johdetaan kierrätysaltaan ja kasvi - sorapatjan läpi pystysuorasti jakoputken avulla (kuva 3). Vesi puhdistuu suodattuessaan kasvien juuriston ja maapatjan läpi. Venttiileillä kontrolloidaan jäteveden virtausta systeemissä ja usein pystysuoralle kosteikolle johdettava jätevesi syötetään pieninä erinä vakioajoin. Pystysuoran virtauksen kosteikko on erityisen tehokas muuttamaan ammoniumia nitraateiksi veden kierron säätelystä ja jatkuvatoimisesti tyhjentävästä patjasta johtuen. (Water Environment Federation 2010, 386) Koska pystysuoran virtauksen kosteikot ovat erityisen hyviä muuttamaan ammoniumia nitraateiksi, käytetään niitä usein kaatopaikkojen ja elintarviketeollisuuden jätevesien käsittelyssä (Kadlec 2009a, 6).



Kuva 3. Pystysuoran virtauksen kosteikko (Langergraber 2007).

2.3 Lammikko – kosteikko yhdistelmät

Vaikka moni luonnollinen menetelmä voi toimia yksin jäteveden puhdistamisessa, toimivat menetelmät paremmin erilaisina eri menetelmien yhdistelminä. Erilaisten puhdistusmenetelmien yhdistämisellä pyritään luomaan mahdollisimman monipuoliset olosuhteet haitta-aineiden poistoprosesseille. Tällaisia yhdistelmiin käytettäviä yksiköitä ovat muun muassa erilaiset lammikko- ja kosteikkoratkaisut sekä suodattimet. Parhain etu saavutetaan, kun voidaan käyttää hyväksi eri yksiköiden vahvuuksia ja yhdistämällä ne tehokkaaksi yhdistetyksi systeemiksi. Erityisesti typen poiston kaikkia vaiheita on vaikea saavuttaa tehokkaasti yhdessä systeemissä. Yhdistetyt systeemit myös tuovat joustoa ja toimintavarmuutta poikkeustilanteissa. (Crites 2006, 199)

Lammikon ja kosteikon yhdistelmä on käytössä yleisesti hule- ja sadevesien puhdistamisessa. Varsinaista kosteikkoa edeltää yleensä yksi tai useampi laskeutusallaselementti. Esiselkeytysaltaan tehtävänä on saostaa kiintoainesta jäteveden joukosta ja pienentää kosteikon kuormaa. Kosteikot toimivat myös hyvinä yhdistelminä lammikkopuhdistamojen ja laguunisysteemien kanssa. Yhdysvalloissa tehokkaaksi havaittu systeemi on käyttää fakultatiivista lammikkoa sarjassa pintavalutuskentän (FWS) kanssa. Siellä lammikon ja kosteikon sarjaa edeltää ainoastaan jäteveden mekaaninen esikäsittely (Kadlec 2009a, 833). Lammikon ja kosteikon yhdistelmä on edullinen ja energiatehokas ja pystyy saavuttamaan jätevesien puhdistuksen yleiset maakohtaiset vaatimukset. Kosteikko systeemin jäljessä on tarpeellinen, sillä lammikot eivät aina yksin pysty täyttämään laatuvaatimuksia patogeenien ja ammoniumin pitoisuuksien sekä levien biomassan tuotannon vuoksi. Kosteikolla lammikon perässä varmistetaan laatuvaatimusten täyttyminen eri haitta-aineiden suhteen ja lammikko vuorostaan pienentää kosteikon kuormitusta. Kuorman pienenemisellä on selkeä parantava vaikutus kentän puhdistustehokkuuteen ja käyttöiän kasvuun. Lammikoissa levä poistaa typpeä, mutta nostaa kiintoainetta pintaan. Silloin jälkikäsittelykenttä lammen perässä poistaa lammesta huuhtoutuneen kiintoaineen.

Michiganissa USA:ssa on käytössä lammikon, suodattimen ja kosteikon yhdistelmä. Siinä ilmastettu lammikko pienentää biologista hapenkulutusta. Hiekkasuodatus vuorostaan tehostaa nirtifikaatiota ja kosteikko systeemin lopussa viimeistelee jäteveden. Hiekkasuodattimessa ilma ja vesi kohtaavat paremmin, jolloin nitrifikaatiolle tarpeellinen kontaktipinta syntyy. Systeemin suodatin osassa denitrifikaatio ei tapahdu tehokkaasti, sillä ilmastetun lammikon vuoksi orgaanista ainetta ei ole tarpeeksi. Kosteikolla vuorostaan on oma hiililähde ja denitrifikaatio voi tapahtua siellä. (Kadlec 2009a, 831 - 835)

Orlandossa, Floridassa on käytössä systeemi, jossa jätevettä johdetaan pintavalutuskentän kautta sitä seuraavalle vapaan vedenpinnan kosteikolle. Siinä ruohikkopohjaisen pintavalutuskentän läpi juoksetetaan vettä ohuena kalvona kaltevuuden vaihdellessa 2 – 8 %. Systeemissä kentän maan tulisi olla kohtuullisen vettä läpäisemätöntä. Tämä ratkaisu tehostaa erityisesti ammoniumin (NH_4^+) poistoa, kun kentän kostean ja kuivan pinnan alojen suhde lähestyy 0,25:ttä. (Kadlec 2009a, 838)

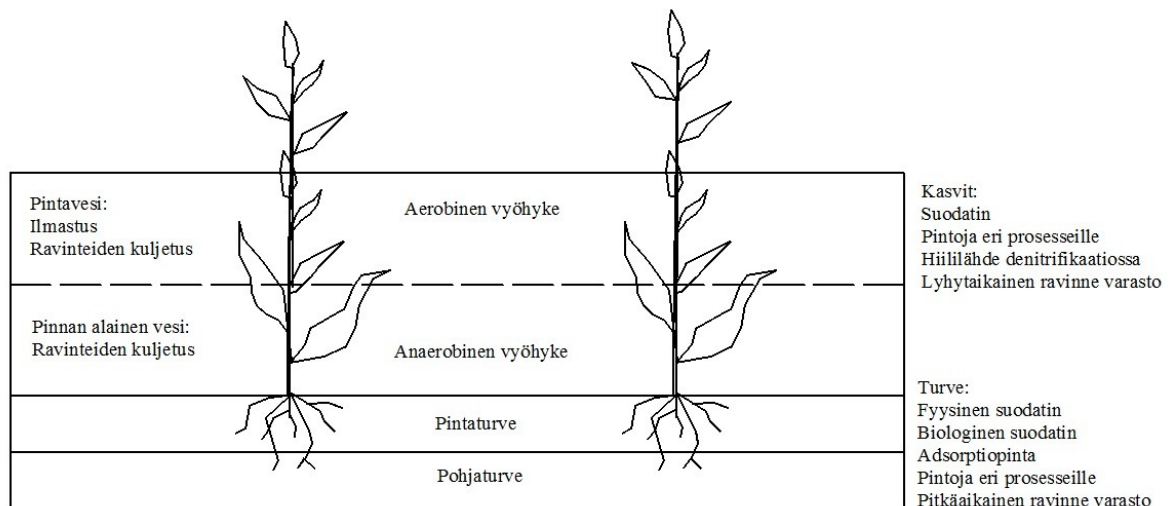
3 Kosteikko

3.1 Toiminta ja rakenne

Kosteikkojen suuri hyöty ravinteiden poistajana perustuu useaan eri tekijään. Ensinnäkin, kosteikko fyysisesti koostuu vedestä ja maa-aineksesta. Kosteikko pidättää hyvin ravinteita. Pintavesi tarjoaa mikrobeille aerobisen vyöhykkeen, jossa tärkeät happea tarvitsevat reaktiot voivat tapahtua. Syvemmällä aerobinen vyöhyke vaihtuu hiljalleen anaerobiseksi vyöhykkeeksi, jolloin mädätys ja siihen erikoistuneet mikrobit hajottavat hapekkaan kerroksen jäänteet.

Kasvit vaikuttavat myös omalta osaltaan kosteikkojen toimintaan ja puhdistuksen tehokkuuteen. Tutkimusten mukaan kasviton kosteikko puhdistaa jätevettä tehottomammin kuin kasvipeitteinen kosteikko (García – Lledó 2010). Kasvien juuret tarjoavat kiinnittymispintoja mikrobeille ja kesäaikaan fotosynteesi ja kasvin muut reaktiot vapauttavat myös happea juurikerrokseen. Kasvit vuorostaan ottavat juuristoonsa ja omiin prosesseihinsa ravinteita vedestä ja maasta ja näin ollen lisäävät ravinteiden kulkeutumista kosteikolla.

Kosteikkojen pohja koostuu huokoisesta pintaturpeesta ja raskaammasta kantavasta turpeesta. **Turve** toimii siis luonnonmukaisena suodattimena. Anna – Kaisa Ronkanen väitöskirjassaan (2009) toteaa turpeella olevan neljä roolia jätevesien puhdistuksessa. Ensimmäinen turpeen rooli on toimia fyysisenä suodattimena vesien virratessa sen läpi. Suodatus- tehokkuus määräytyy huokoisuuden ja raekoon mukaan. Turpeen toisen roolin voidaan myös ajatella olevan toimiminen biologisena suodattimena, koska turve tarjoaa vettä puhdistaville mikrobeille kiinnityspinnan. Mikrobit vuorostaan käsittelevät jäteveden ravinteita, kuten typpeä ja fosforia, ja muuttavat niitä vähemmän haitalliseen muotoon. Turpeen kolmas tehtävä liittyy rakenteeseen. Turvepartikkelien suuri pinta-ala lisää ravinteiden kiinnittymisen mahdollisuutta suoraan partikkelin pintaan ja näin ollen ravinteiden pidätyskyky kasvaa. Viimeinen turpeen rooli liittyy sen korkeaan kationien vaihtokapasiteettiin, joka edistää haitta-aineiden pidättymistä turpeeseen. Kuvaan 3 on koottu kosteikon eri alueet tehtävineen.



Kuva 4. Kosteikossa tapahtuvat prosessit (Ronkanen 2009, 20)

Ylempää kerrosta eli aktiivista kerrosta voidaan luonnehtia suuren hydraulisen johtavuuden kerrokseksi, joka mahdollistaa ilman kulkeutumisen sekä veden pinnan muutokset ja toimii aerobisten bakteerien elinympäristönä. Myös kasvimateriaali sijaitsee osin tässä kerroksessa, samoin kuin veteen mahdollisesti muodostuva humus. (Ronkanen 2009, 21)

Alempi kerros eli eloton kerros on pysyvästi kyllästynyt ja hydraulinen johtavuus on pieni. Alemmassa kerroksessa happea on niukasti ja bakteereja vähemmän verrattuna ylempään kerrokseen. (Ronkanen 2009, 21)

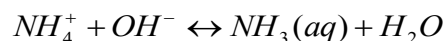
3.2 Haitta-aineiden poistumismekanismit

Kiintoainepartikkelien pidättymiseen vaikuttavat suspendoituneen maa - aineksen määrä ja ominaisuudet sekä virtausnopeus. Mikäli virtausnopeus on suuri, jää kontaktiaika kosteikoilla lyhyeksi ja vain karkeimmat kiintoainepartikkelit laskeutuvat. Hienorakeiset partikkelit samentavat vettä ja niiden pidättäminen on heikompaa kuin karkeiden partikkelien. Hienoaineen pidättymisessä tärkeimpiä pidättymiseen vaikuttavia tekijöitä ovat virtausreitit, nopeusprofiilit, huokoinen kosteikon rakenne sekä biofilmien karkeus ja tahmaisuus. Suuri virtausnopeus saattaa myös saada aikaan sedimentoitumiselle vastakkaisen resuspensio- ilmiön eli aikaisemmin laskeutuneiden partikkelien liikkeelle lähdön. Kosteikoilla tämä tilanne voi käynnistyä, mikäli kosteikon läpi johdetaan vettä liian paljon tai jos kosteikolla on riittävän suuria oikovirtauskohtia. (Puustinen et al. 2000)

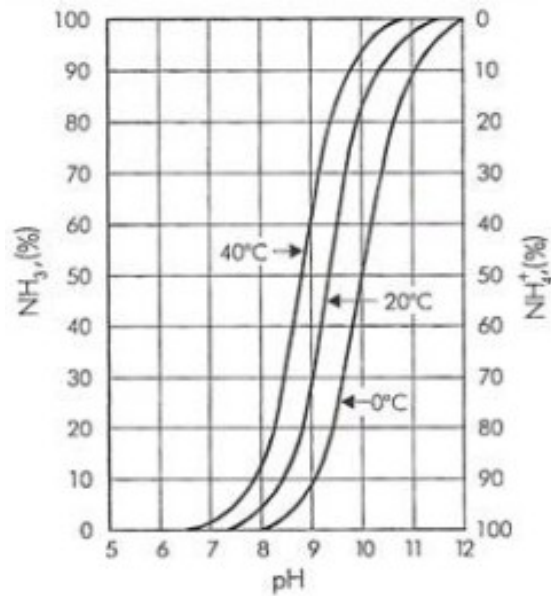
Typpeä esiintyy luonnossa sekä kaasuna että eri yhdisteissä ja se on yksi yleisimmistä luonnossa esiintyvistä alkuaineista. Tyypillisimmät typen esiintymismuodot ovat ammoniakki (NH_3), nitraatti (NO_3^-) ja nitriitti (NO_2^-). Ilmassa typpi esiintyy kaasuna (N_2). Typpi kiertää ekosysteemissä globaalisti sateiden ja muiden hydrologisten prosessien seurauksena. Tässä osuudessa keskitytään kuitenkin aiheen kannalta tärkeämpään typen sisäiseen kiertoon maaperässä ja erityisesti kosteikolla.

Typen poisto jätevesissä on haastavaa, koska typpi esiintyy monessa eri muodossa. Sen poistumista säätelevät monet biologiset, kemialliset ja fysikaaliset prosessit. Näitä prosesseja ovat muun muassa ammonifikaatio, nitrifikaatio, denitrifikaatio, adsorptio, ionin vaihto, sedimentaatio, haihtuminen kaasuksi ja biologinen ravinteiden otto. Kosteikolla typen merkittävimmät prosessit ovat kuitenkin nitrifikaatio ja denitrifikaatio.

Typpeä voi poistua vedestä **haihtumalla** ammoniakkina NH_3 . (Hallikainen 2002, Cooper [1996]) Se on fysikaaliskemiallinen reaktio, jossa ammoniumioni luovuttaa vetyionin hydroksyyliyhdistelmälle. Reaktio on kuvattu alla.

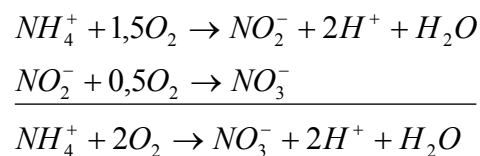


Kyseinen reaktio on merkittävä, kun pH lähestyy 9:ää. Levät sekä kelluvat mikrobit fotosynteesineen voivat nostaa pH:n riittävän korkeaksi, jolloin ammoniakin haihtuminen käynnistyy. Veden emäksisyyden lisäksi haihtumisen määrään vaikuttaa aineiden lähtökonsentraatiot, lämpötila ja muut sää olosuhteet, vesikasvien tyyppi ja määrä, veden sekoittuminen ja hiilidioksidin puuttuminen, joka kiihdyttää haihtumisprosessia (Vymazal 1998). Ammoniakin haihtumiselle päinvastainen reaktio eli ammonifikaatio tapahtuu pH:n laskiessa lähelle 7:ää ja kun olosuhteet ovat hapelliset. Kuva 4 havainnollistaa lämpötilan ja pH:n vaikutusta ammoniakin ja ammoniumin tasapainoreaktioon (Bollerup 2009).



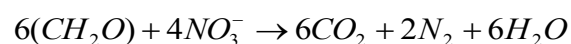
Kuva 5. Lämpötilan ja pH:n vaikutus ammoniumin ja ammoniakin tasapainoon.

Nitrifikaatio on prosessi, jossa ammoniummolekyyli hapettuu nitraatiksi. Prosessi kuluttaa happea ja se tarvitsee hiililähteen toimiakseen. Reaktio on kaksivaiheinen ja sen on kuvattu kokonaisuudessaan alla.



Ensimmäisessä vaiheessa ammonium hapettuu nitriitiksi aerobisissa olosuhteissa. Toisessa vaiheessa nitriitti hapettuu nitraatiksi. Hapetusreaktiot tapahtuvat nitrifioivien bakteerien avulla. Hapen ja hiililähteen lisäksi reaktioon olennaisesti vaikuttavat lämpötila, pH, veden alkaliteetti, mikrobipopulaatio sekä reaktioaineiden konsentraatiot (Hallikainen 2002, 15, Vymazal et al. 1998). Alle 10 °C nitrifikaatio hidastuu ja alle 5 °C se loppuu kokonaan. Tyypillisimmät nitrifioivat bakteerit kuuluvat *Nitrobacter* tai *Nitrosomonas* sukuihin.

Nitraatti ja nitriitti vuorostaan muuttuvat typpikaasuksi **denitrifikaation** avulla. Prosessi on kuvattu alla.



Reaktio tapahtuu kun saatavilla on riittävästi orgaanista ainesta ja liuennutta happea ei ole saatavilla. Denitrifikaatioprosessista vastaavat pääosin *Bacillus* ja *Pseudomonas* mikrobisuvut. Aerobisessa reaktiossa elektronin vastaanottajana toimii happi, kun taas

anaerobisessa prosessissa happi korvautuu typellä. Tarvittavat olosuhteet denitrifikaatiolle saavutetaan kun liukoista happea ei ole saatavilla ja pH lukema on välillä 7 - 8. Myös denitrifikaation on lämpötilasta riippuva prosessi, joka hidastuu merkittävästi alle 5 °C.

Typpeä **pidättyy** myös kasveihin, mutta kasvien kuollessa ravinteet palautuvat osin veteen mikäli kuolleita kasveja ei poisteta. Ravinteiden pidättymisen kannalta nopea kasvu, korkea ravinnepitoisuus solukoissa ja biomassan määrä pinta-alayksikköä kohden ovat tehokkaan kasvin ominaisuuksia. Ravinteiden pidättyminen on voimakkainta alkukesällä ja hiipuu kukintavaiheen jälkeen. (Hallikainen 2002)

Fosfori esiintyy jätevedessä fosfaattina ja orgaanisena fosforina. Fosforilla, kuten typelläkin, on useita poistumisprosesseja. Ioninvaihdossa negatiivisesti varautuneet fosfaatti-ionit PO_4^- pidättyvät maahan. Maan kyky sitoa ioneja heikkenee ajan kuluessa. Orgaaniset savimaat pidättävät fosfaatti-ioneja karkeita maalajeja paremmin.

Saostuessaan fosfaatti-ionit muodostavat yhdisteitä jäteveteen liuenneiden raudan, alumiinin ja kalsiumin kanssa (Tanskanen J-H (1993). Puhdistetun jäteveden jäännöskemikaalit tällöin tehostavat kosteikolla tapahtuvaa fosforin pidättymistä. Reaktiot raudan ja alumiinin kanssa tapahtuvat neutraaleissa olosuhteissa. Fosforia voi myös adsorboitua maa-ainekseen. Fosforin sitoutumista maa-ainekseen voidaan tutkia määrittämällä maalle EPC arvo. EPC- arvo kuvaa fosforin nettovapautumista ja – sitoutumista maa-ainekseen. Kyseinen arvo kuvaa tilannetta, jossa fosforin adsorpoituminen on saavuttanut tasapainotilan. Fosforia siis vapautuu ja pidättyy saman verran. Fosforia pidättyy kasveihin ja mikrobeihin ainoastaan hyvin pieni osa. Sen sijaan turpeeseen fosfori pidättyy hyvin, erityisesti silloin kun turve sisältää hieman rautaa, alumiinia tai kalsiumia. (Puustinen 2001))

Suuri osa **rikkistä** haihtuu ilmaan ja palaa maanpinnalle happosateina. Kosteikoille rikkiä vapautuu sekä ilmasta että jäteveden mukana ja se on mukana monissa eri prosesseissa kosteikolla. Se muun muassa muodostaa metallisulfiitti varastoja kosteikon pohjalle. Juomavesirajoitukset ovat tiukkoja sulfiitin suhteen (2 µg/l), koska sulfiitti on herkästi reagoiva ja muodostaa myrkyllistä mädäntyneen kananmunan hajuista kaasua. Sulfaattien suhteen rajoitukset ovat löysempiä (250 mg/l). Rikkiyhdisteitä esiintyy eri kerroksissa kosteikoissa, mutta haitallisimpina muotoina se esiintyy kosteikon pohjamaassa alhaisen redox- potentiaalin alueilla. Kasveihin sitä kertyy 0,1 – 0,6 % kuivapainoon nähden ja kosteikon sedimenttiin noin 0,1 – 1,0 %. (Kadlec 2009a, 413 - 417)

Mikrobit kykenevät hapettamaan **metalleja** hapellisissa olosuhteissa tai pelkistämään sulfaatteja hapettomissa olosuhteissa. Myös kasvit voivat sitoa metalleja joko kasvin tai kasvupohjan pinnalle. Metallit sitoutuvat parhaiten kasvin juuristoon eikä kasvien lehtien ja varsien poistaminen juurikaan vaikuta metallien poistumiseen kosteikolla. Metallien sitomiskyky vaihtelee lajeittain. Materiaalin kationinvaihtokapasiteetillä (CEC) voidaan arvioida kasvien sitomisominaisuuksia. (Kadlec 2009a, 419 - 423)

Magnesium on tärkeä ravinneaine ja se osallistuu fosfaatin energian siirtoon. Koska pintavedessä yleensä on jo itsessään enemmän magnesiumia kuin mitä kasvit tarvitsevat kasvuunsa, kohonneet magnesiumpitoisuudet eivät vaikuta haitallisesti suokasveihin. Magnesium on helposti liukeneva eikä se saostu helposti. Kasveissa magnesiumia on sitoutuneena yleensä 0,25 % niiden kuivapainosta. Levissä ja kelluvissa kasveissa pitoisuus on hieman suurempi. (Kadlec 2009a, 410)

Kalsium on biologisesti aktiivinen maa-alkalimetalli, joka soveltuu ravinneaineeksi niin selkärangkaisille kuin selkärangattomille ja sillä on roolinsa hiilen kierrossa. Se on kasvien rakenneaine ja kuivapainoltaan sen osuus kasveissa on magnesiumia suurempi. Kalsiumin osuus kasvien kuivapainosta vaihtelee 0,77 % - 7 %. Korkeimmat pitoisuudet esiintyvät levien ja kelluvien kasvien yhteydessä. Mikäli kosteikolla ilmenee puutetta raudasta, on kalsiumiumin biokemia dominoivaa. Silloin kalsiumia sitoutuu maaperään enemmän. Kalsium voi myös ottaa vastaan joitakin jäteveten liuenneita aineita ja muodostaa yhdisteitä niiden kanssa. (Kadlec 2009a, 408)

Rauta voi esiintyä kosteikon pintavesissä ja sedimenteissä kohtuullisen suurina pitoisuuksina. Kasvit tarvitsevat rautaa lehtirakenteen muodostamiseen ja ylläpitoon sekä entsyymien muodostamiseen. Rauta on myös hyvä hapettaja. Rauta voi esiintyä kosteikon vesissä joko liuenneena tai hiukkasina. Kosteikolla rauta voi pidäytyä turpeeseen, saostua tai muodostaa erilaisia yhdisteitä. Rauta voi myös vaikuttaa kosteikon pH arvoon. Tavallisimmin rauta havaitaan kosteikolla rautamonosulfidin (FeS), rautasulfidin (FeS₂) muodoissa. Kasvien juurista voi vapautua happea respiraation kautta ja juurien lähellä oleva rauta voi reagoida hapen kanssa muodostaen ns. rautalaattoja. Rautaa imeytyy myös kasvien juuriin, eikä se vapaudu kasvien kuollessa muodostuneesta karikkeesta. PIRAMID- projektin kenttätutkimuksissa on havaittu kosteikkojen toimivan raudan imeytymispaikoina/nieluina kaikkina vuodenaikoina. Rauta sitoutuu kosteikoilla siis kasvien toiminnan, kemiallisten reaktioiden ja suolojen muodostumisen sekä maahan ja partikkeisiin sitoutumisen vuoksi. (Kadlec 2009a, 426 - 428)

Alumiini esiintyy pintavesissä pienempinä pitoisuuksina hydratoituina ioneina ja suurempina pitoisuuksina monimutkaisina silikaatteina. Alumiinin liukoisuus vaihtelee pH:sta riipuen. Niukimmin se liukenee pH:n ollessa seitsemän ja liukoisuus pienenee emäksisyyden kasvaessa. Alumiini voi vaikuttaa myönteisesti fosforin poistoon. Hidas veden virtaaminen lisää alumiinin kertymistä järviin tai paikkoihin, jossa vesi seisoo. Kosteikoilla alumiini kertyy sedimentteihin. Alumiinitrihydroksyyli $\text{Al}(\text{OH})_3$ on toivottu yhdiste jätevesien käsittelyssä sillä se imeyttää fosforia muodostamalla liukenemattoman yhdisteen, joka painovoiman vaikutuksesta pidättyy helpommin kosteikkoon. Liian suuret alumiinipitoisuudet kosteikoilla eivät kuitenkaan ole suotavia. (Kadlec 2009a, 431)

Yksi tehokkaimmista **patogeenien** poistoprosesseista on auringon valon (UV) aiheuttama desinfiointi vapaan vedenpinnan kosteikoilla. UV – säteilyn pääsyä kentälle voivat rajoittaa liian tiheä kasvillisuus, erityisesti kelluva kasvillisuus. Kosteikoilla tämä mekanismi ei kuitenkaan ole tehokkain. Suuri osa patogeeneista on sukkulamatojen, mädättäjien (rotifer) ja alkueläinten ruokaa. Näiden eliöiden on havaittu olevan tärkeässä asemassa patogeenien poiston suhteen. Bakteerit voivat liittyä yhteen muodostaen kokonaisuuksia. Tällaiset kertymät ovat muodottomia ja huokoisia ja ne laskeutuvat painovoiman ansiosta. Sedimentoitumisen johdosta bakteeripoistuma jätevedestä on välillä 25 – 75 %. Myös bakteereista muodostuneet biofilmit keräävät organismeja yhteen. (Kadlec 2009a, 485 - 490)

Patogeenit voivat kohdata kosteikoilla myös luonnollisen kuoleman. Makeassa vedessä patogeenit selviävät enintään 30 päivää ja maalla 50 päivää. Epäselvää on myös, miten lämpötila vaikuttaa patogeenien selviämiseen. Talven aikana kylmyys kuitenkin vähentää patogeenien määrää. Ainoastaan 1,2 % koliformisista bakteereista säilyi neljän päivän jäätymisestä. Tuloksista on kuitenkin huomattava, että bakteerien esiasteet eli kystat voivat selviytyä kylmistä oloista paremmin. Suuri osa edellä mainituista kystista tosin laskeutuvat kosteikon pohjalle gravitaation vaikutuksesta. Näiden esiasteiden ja munien tekeminen toimeksi voi kestää jopa yli vuoden. Bakteerikantoja ja patogeeneja kosteikoilla syntyy hieman myös luonnollisesti muun muassa kosteikoille kerääntyvän eläimistön ja linnuston seurauksena. Nämä patogeenimäärät ovat kuitenkin kohtalaisen vähäisiä ja määrät vaihtelevat eläimistön aktiivisuuden mukaan. Viruksien suhteen kosteikot ovat yleensä torjuvia ja epäsuotuisia virusten kasvupaikkoja. (Kadlec 2009a, 485 -490)

3.3 Muuttujat ja mitoitusarvot

Kosteikon olosuhteita voi tarkkailla erilaisten mittausten ja muuttujien avulla. Myös ajotavan valinta ja virtausolosuhteet vaikuttavat olennaisesti kosteikon toimintaan. Kosteikon olosuhteiden optimointi takaa luotettavamman puhdistustehokkuuden ja kosteikon prosessien ymmärtämisellä olosuhteet voidaan optimoida muun muassa tukemaan juuri haluttuja mikrobikantoja. Tässä kappaleessa on esitelty tyypillisimmät kosteikon toimintaan vaikuttavat tekijät.

Pohjois- Pohjanmaan ympäristökeskus on määritellyt toimivan pintavalutuskentän tärkeimmät mitoituskijät suositusarvoineen ja ne on esitetty alla olevassa taulukossa 1. Oheiset mitoituskijät ovat voimassa turvetuotannon pintavalutuskenttien mitoituksessa, mutta alla olevia arvoja voidaan myös soveltaa jätevesiä käsitteleviin pintavalutuskenttiin. (Väyrynen et al. 2008, 38)

Taulukko 1. Pintavalutuskenttien mitoituksen suositusarvot.

Mitoitustekijä	Suositusarvo
Pintavalutuskentän ala / Valuma-alueen alaan [%]	3,8
Minimiturvepaksuus [m]	0,5
Hydraulinen kuormitus [m ³ /ha/d]	< 340
Turvemaa tasaista rahka- tai saraturvetta, maatuneisuus (Von Post)	H1 – H3
Suosituskaltevuus koko kentän alueella [%]	1
Korkeuskäyrä kohtisuorassa veden kulkusuuntaan nähden	toteutuu
Kentän pituus – leveys suhde	0,5 - 1

3.3.1 Mikrobiologiset prosessit

Mikrobiologisten prosessien vaikutusta jälkikäsittelykenttien toimintaan on tutkittu jo muutamia vuosia. Ecological Engineering- lehden julkaiseman artikkelin (2008) Microbial processes influencing performance of treatment wetlands mukaan on kerätty yhteenveto erilaisista tekniikoista, joilla mikrobiologisia prosesseja voidaan hyödyntää rakennetuilla jälkikäsittelykentillä.

Artikkelin mukaan hengitys- ja käymisprosessit ovat päämekanismeja, joilla mikrobit hajottavat orgaanisia haitta-aineita harmittomiksi aineiksi, kuten hiilidioksidiksi (CO_2), typpikaasuksi (N_2) ja vedeksi (H_2O). Hengitysprosessissa mikrobi vapauttaa elektroneja saadakseen energiaa kasvuun ja mikrobimassan tuotantoon. Korkean redox- potentiaalin on havaittu esiintyvän hapekkaissa oloissa ja edistävän aerobisia prosesseja, kuten esimerkiksi nitrifikaatiota. Vuorostaan alhaisempi redox- potentiaali suosii anaerobisia prosesseja, joista esimerkkeinä artikkeli mainitsee sulfaattien hajottamisen ja metaanikäymisen. Redox- potentiaali tarkoittaa siis hapetus- pelkistys potentiaalia platina- ja vetyelektrodien välillä. Sen on todettu olevan hyvä indikaattori osoittamaan mikrobitoiminnan monimuotoisuutta ja aktiivisuutta. Redox- potentiaalin tarkkailulla ja ohjailulla voidaan tukea tehokkaammin haluttujen mikrobien kasvua, ja siten parantaa haluttujen haitta-aineiden poistoa. (Faulwetter 2009)

Artikkelin mukaan redox- potentiaaliin voidaan vaikuttaa jälkikäsittelykentillä muun muassa säätelämällä kentän kuormitusta, hydraulisella suunnittelulla, kasvilajin valinnoilla ja pakotetulla ilmastuksella. Pakotetun ilmastuksen tavoitteena on lisätä käytössä olevan hapen pitoisuuksia kosteikolla keinotekoisesti. Artikkelissa on vertailtu erilaisten jälkikäsittelykenttä vaihtoehtojen redox- potentiaali arvoja ja korkeat redox- potentiaali olosuhteet on mahdollista saavuttaa pystysuoran virtauksen jälkikäsittely kentillä ja ajoittaisella virtaus syötöllä. Alla olevaan taulukkoon 2 ja 3 on koottu yhteenvedot artikkelin mainitsemista jälkikäsittelykenttätyypeistä ja ajotavoista sekä niiden vaikutuksista redox- arvoihin ja haitta-aineiden poistoon.

Taulukko 2. Hydraulisen suunnittelun vaikutus redox- potentiaaliin.

Jälkikäsittelykentän tyyppi	Redox- potentiaali	Happi-olosuhteet	Prosessit, joita menetelmä suosii	Vaatimukset	Muita huomioita
Vertikaalinen virtaus	Korkea	Vahvasti aerobinen	BOD:n poisto ja nitrifikaatio		Alhainen denitrifikaatio, kasvien vapauttama happi merkityksentön
Horisontaalinen pinnalainen virtaus	Redox kasvaa sisääntulosta ulostuloon mentäessä, pinnalla suurempi	Kummatkin, mutta painotetusti anaerobinen	Matala kenttä: COD:n, fosforin, BOD:n ja NH_3 :n poistoa	Pituus ja syvyys vaikuttaa, sekoitus	
Pintavirtaus	Alhainen	Anaerobinen, ohut aerobinen pintakerros	Anaerobiset mädätys prosessit	Kasvien valinta vaikuttaa paljon	Redox voi vaihdella suuresti syvyyden mukaan, vaikea kontrolloida

Taulukko 3. Jätkikäsittelykentän ajotavan vaikutus redox- potentiaaliin.

Ajotapa	Toiminta	Redox-potentiaali	Prosessit, joita menetelmä suosii	Huomioita
Panos syöttö	Kenttä täytetään ja tyhjennetään tietyin väliajoin	Vaihtelee, kasvaa prosessin edetessä	Sitkeitä aerobisia biofilmejä, COD:n poisto	
Ajottainen syöttö	Kenttää täytetään ajoittain mutta ei tyhjennetä tyhjäksi	Suuri	Ammoniumin poisto, COD:n poisto	Heikentynyt sulfiittien poisto, sekoitus tarvitaan haluttaessa suuri redox- arvo
Jatkuva syöttö	Jatkuva syöttö ja otto, tointaan vaikuttaa viipymäaika ja kuorma	Alhaisempi redox arvo	Vaihtelee	Yksinkertaisin menetelmä, aerobinen prosessi vahvempi kentän loppupäässä

Artikkelissa arvioidaan myös vuodenajan vaikutuksia redox- potentiaalin arvoihin. Erityisesti vuodenaikojen vaihtelu on merkittävä tekijä kylmissä olosuhteissa. Yleisesti tiedetään, että lämpötilan lasku rajoittaa mikrobien kasvua ja metabolisten reaktioiden nopeutta. Mikrobitoiminnan laskiessa myös redox- potentiaali laskee. Lisäksi tiedetään, että denitrifikaatioprosessi tarvitsee yli $+5^{\circ}$ lämpötilan toimiakseen. Lämpötilan lasku heikentää myös kasvien hapensiirtokykyä. Toisaalta Kadlec ja Knight (1996) ja Kadlec ja Reddy (2001) ovat tutkimuksissaan osoittaneet, että lämpötila ei aina heikennä merkittävästi COD:n ja BOD:n poiston tehokkuutta.

Redox- potentiaali ei ole ainoa keino ennustaa kosteikon mikrobien toimintaa ja edellytyksiä. Mikrobit tarvitsevat toimiakseen hiililähteen. Toimivalle kosteikolle on määritetty suotuisa hiili-typpi suhde (C/N). Gagnon et al (2010) tutkimuksissaan todisti, että nitraatin poistumistehokkuus on riippuvainen hiilen määrästä. Tutkimuksessa hiilen lisäys kosteikolle paransi kosteikon nitraatin poistoa $0,5 \text{ gNm}^{-2}\text{d}^{-1}$:sta $4,9 \text{ gNm}^{-2}\text{d}^{-1}$:aan. Kuitenkin nitraattipitoisuudet olivat kohtuullisen suuret lähtevässä vedessä ja tutkimusten perusteellaan ehdotettiin hieman suuremman hiili-typpi suhteen käyttämistä denitrifikaatioprosessin vauhdittamiseksi. Sopivaksi suhteeksi arveltiin COD/N arvoa 3.5. Tällä arvolla saadut nitraatin poistumat ovat luokkaa 90 %, kun taas pienemmällä suhteella nitraatin poisto jää noin 70 %. Alhaisemman tehokkuuden syinä on oletettu olevan muun muassa suurempi kilpailu denitrifioivien ja muiden bakteerien välillä. (Gagnon 2010)

Kuitenkin mikrobien tehokkuuteen vaikuttavat myös muut mitoitusravot eikä kaiken kattavaa hiili- typpi suhdetta ole pystytty esittämään. Se on tapauskohtaisen optimoinnin tulos. Ammoniumin poistumiseen hiili-typpi suhteella on vähemmän vaikutusta ja siinä suuremmassa merkityksessä ovat kasvilajit ja kasveista johtuvat prosessit. Tutkimuksissa tehokkaimmin ammoniumia poisti *P. australis* eli järviruoko. (Gagnon 2010)

3.3.2 Kasvien vaikutus

Rakennetuilla kosteikoilla useimmiten käytettyjä kasveja ovat erilaiset osmankäämit, ruo'ot, viihviläkasvit ja sarat. Lintujen pesimäpaikkoja ja muita ekologisia arvoja painottavan kosteikon kasvillisuus pyritään valitsemaan usein monimuotoisemmaksi. Luonnonmukaisten kosteikkojen kasvillisuus vuorostaan on jo lähtökohdiltaan monista eri kasvilajeista alueen sijainnista riippuen. Mikäli luonnonmukaista kasvillisuutta halutaan istuttaa kentälle, voidaan haluttujen kasvien rykelmiä ottaa paikallisista kuivatusojista tai muista hyväksytyistä paikoista. Istuttamisajankohtana kevät on suotuisin. (Crites 2006, 261 - 265)

García - Lledón artikkelin (2010) mukaan sekä kasvilaji että kasvillisuuden peittävyys vaikuttavat nitrifikaatioon. Kasvillinen alue tehostaa nitrifikaatiota paremmin kuin kasviton jälkikäsittelykenttä. Samassa tutkimuksessa todetaan, että eri kasvilajit vaikuttavat eri lailla typen poistoon. Tutkimuksessa todettiin myös, että osmankäämilaji *Typha latifolia* poisti enemmän nitraattia ja nitriittiä kuin ruokolaji *Phragmites australis*. Mainitut kasvilajit on esitetty kuvassa 6.



Kuva 6. Vasemmalla osmankäämi (Native Plant Society 2003) ja oikealla järviruoko (Tiihonen 2004 - 2012).

Kasvilajien valinnalla on myös merkitystä kosteikon toiminnalle. Kasvilajin tai lajien valinnassa on huomioitava monia tekijöitä. Kasvin on selviydyttävä pitkästä talvesta, ja sillä on oltava riittävän suuri hapensiirtokyky juuriston kautta. Kasvilajien valinnalla voidaan vaikuttaa myös jälkikäsittelykentän happiolosuhteisiin ja sitä kautta mikrobiologisiin prosesseihin. Faulwetter et al. (2009) kertoo osan kasveista pystyvän siirtämään happea tehokkaasti ritsosfääriin eli juuriinsa. Tällä tavalla voidaan varmistaa hapen riittävyys juurikerroksessa. Tehokkainta hapenluovutus on nuorten juurien alueella. Artikkelissa todetaan myös, että kasvien läsnäolo jälkikäsittelykentillä tehostaa aerobisia reaktioita enemmän kuin jos niitä ei olisi ollenkaan. Kasveja ajatellen jälkikäsittelyaltaan syvyyden tulisi olla nimellinen juurisyvyys. Nimellisellä juurisyvyydellä tarkoitetaan istutettujen tai kentällä muuten esiintyvien kasvien teoreettista juurien kasvussyvyyttä. (Faulwetter 2009)

Stein & Hook (2005) tutkimuksessaan toteavat, että rakennetun jälkikäsittelykentän puhdistustuloksien vuodenaikaisvaihteluun vaikuttaa olennaisesti kasvien läsnäolo kentällä sekä kasvilaji. Nämä vuodenaikaisvaihtelut selittyvät heidän mukaansa kasvien vuodenaikaisprosessien vaikutuksesta. Suuria vaihteluja aiheutuu kasvien juuritason hapettamisen vaihtelusta, ravinteiden otosta ja kasvukaudesta sekä biomassan muodostumisesta ja prosessien aktiivisuudesta eri vuodenaikoina. Kasvilajin vaikutuksen todettiin olevan suurin kylmään vuodenaikaan ja sen vuoksi kasvilajin valinnan merkitys korostuu erityisesti kylmillä alueilla. (Stein & Hook 2005)

Kosteikkokasvien joukkoon voidaan luokitella kuuluvaksi myös pajulajit sekä kosteikon alkuperäislajit. Siikalatvan ja Rukan jälkikäsittelykentillä kasvisto on samankaltainen muun ympäröivän kasviston kanssa. Tätä luonnonmukaista kasvistoa on suosittu erityisesti pohjoisilla kosteikoilla ja pintavalutuskentillä.

Pajun ominaisuuksia kosteikoilla on tutkittu ja sen vaikutuksista on raportoitu eri julkaisuihin. Kadlecin mukaan paju kasvaa nopeasti ja tulee toimeen veden kanssa. Niiden avulla on yritetty luoda liki päästötöntä jäteveden puhdistusta pienille yhteisöille. Nollapäästöt saavutetaan tutkimusalueilla korjaamalla pajusato ja käyttämällä se energiaksi. Pajuviljelmät yleisesti koostuvat 1,5 m syvästä tiheästä polyetyleni altaista, jotka on täytetty maalla ja pajuistutuksilla. Koko ja pajutiheys riippuvat tulevan jäteveden laadusta sekä vuosittaisista paikallisista sademääristä. Esimerkiksi Tanskassa viemärijätevedet ohjataan maanalaiseen altaaseen paineistetussa putkessa ja altaan päällä olevat pajut leikataan säännöllisesti kasvun tehostamiseksi. (Kadlec 2009a, 91)

Suomessa pajuja jätevesien jälkikäsittelytarkoituksessa on istutettu Pohjois-Karjalan maakunnassa Outokummun jätevedenpuhdistamolla kesällä 2012 puolen hehtaarin kokoiselle koealalle. Ideana on johtaa kentälle halpaa raaka-ainetta ja muodostaa pajujen avulla biomassaa, joka kerätään ajoittain kentältä. Kerätty paju hyödynnetään pajuhakkeena energiantuotannossa. (Väinämö 2012)

3.3.3 Hydrauliset muuttujat

Kentän hydraulisilla muuttujilla tarkoitetaan hydraulista kuormaa, vesisyvyyttä, kosteikon virtaamaa ja paikallisia virtausnopeuksia ja pinnankorkeutta. Kosteikon virtauslaskelmien ja tunnuslukujen avulla voidaan tarkastella kosteikon hydrauliiikan toimintaa ja etsiä mahdollisia ongelmakohtia. Hydrauliiikan ymmärtäminen on tärkeä avaintekijä hyvien puhdistustuloksien saamiseksi.

Hydraulisen kuormituksen (HRL) arvo kuvaa kentälle johdettavan jätevesivirtaaman suhdetta jälkikäsittelykentän pinta-alaan. Hydraulisen kuorman kaava (1) on esitetty alla.

(Kadlec 2009a, 21 - 22)

$$q = \frac{Q}{A} \quad (1)$$

,missä

q = hydraulinen kuormitus [m/d]

Q = virtaama [m³/d]

A = kosteikon vesipinnan ala [m²].

Hydraulisen kuorman tulisi olla alle 340 m³/ha/d turvetuotannon jätevesiä käsittelevillä pintavalutuskentillä. Tällöin kenttä pidättää ravinteita ja haitta-aineita tehokkaammin (Ihme 1994, Päckilä 2008, 19). Hydraulinen kuorma myös määrittää vedenpinnan korkeuden ja sitä kautta moniin muihin kosteikon prosesseihin. Alhaisen hydraulisen kuorman ja pitkän viipymääjan on todettu vaikuttavan suotuisasti ravinteiden poistoon kosteikolla (Kadlec 2009a, 21 - 22).

Kosteikon virtausolosuhteet vaikuttavat huomattavasti kosteikon toimintaan. Vesisyvyys vaikuttaa eri kasvilajien selviytymiseen kosteikolla sekä hapellisten ja hapettomien prosessien optimointiin. Pienillä tulovirtaamilla kosteikosta vapautuva vesi voi olla

olematon, kun taas suurien tulovirtaamien aikaan kosteikoilla saatetaan havaita ravinteiden ja haitta-aineiden huuhtoutumista. Vesisyvyys laskemiskaava on esitetty kaavassa 2. Vesisyvyydellä tarkoitetaan maanpinnan ja kosteikon vedenkorkeuden erotusta. (Kadlec 2009a, 22)

$$h = H - G \quad (2)$$

, missä

h = vesisyvyys [m]

H = paikallinen vesikorkeus [m]

G = paikallinen maanpinnan korkeus [m].

Vesisyvyys kosteikolla vaihtelee luontaisesti muun muassa sateiden ja lumen sulamisen seurauksena. Kesäaikaan haihdunta kosteikolla kiihtyy kuivien hellejaksojen seurauksena, jolloin vesisyvyys saattaa laskea. Vapaan vedenpinnan normaali vesisyvyys vaihtelee 0,1 metristä 0,6 metriin sijainnista ja kosteikon kasvillisuudesta riippuen.

Virtaamien ja hydraulisen kuorman välillä on suhde ja se on esitetty alla (Kaava 3). (Kadlec 2009a, 25)

$$q = \frac{Q_i}{LW} = \frac{\varepsilon h}{\tau_n} \quad (3)$$

, missä

q = hydraulinen kuorma [m/d]

Q_i = virtaama sisäänmenon kohdalla [m³/d]

L = kosteikon pituus [m]

W = kosteikon leveys [m]

ε = kentän huokoisuus

h = vesisyvyys [m]

τ_n = nimellinen hydraulinen viipymäaika [d].

Vastaavasti kosteikolle voidaan määrittää myös virtaavan veden nopeus (Kaava 4) (Kadlec 2009a, 25).

$$v = \frac{Q}{ehW} \quad (4)$$

, missä

v = todellinen veden virtausnopeus [m/d]

Q = virtaama [m^3/d]

W = kosteikon leveys [m]

ehW = avoin ala kohtisuorassa virtaukseen nähden [m^2].

Virtauksen nopeus vaihtelee huomattavasti ajankohdasta ja paikasta riippuen. Osaksi kosteikolla voi olla havaittavissa kanavoitumista, jonka seurauksena paikalliset virtausnopeudet voivat olla suuria. Kosteikon kanavoituminen heikentää kosteikon toimintaa. Ideaalisessa tilanteessa kosteikon virtaus on tasaista ja hidasta. Virtausnopeuden ollessa pieni, huuhtoutumisriski pienenee ja puhdistusteho paranee. Puhdistusteho paranee osin myös siksi, että vesi pääsee osittain suotautumaan maakerroksen lävitse. Suuren kuormituksen tai rankkasateiden johdosta virtausnopeudet kosteikolla voivat olla suuria ja tällöin ravinteiden huuhtoutumisriski kasvaa. Pienten virtaamien aikaan fosforipitoisuudet saattavat olla hieman normaalia suuremmat, kun taas virtaaman kasvessa typpeä ja kiintoainetta voi alkaa huuhtoutua (Kløve 2000). Typen poistumisen kannalta **minimi-viipymäksi** on esitetty vähintään 2,5 vuorokautta (Ronkanen 2009, 54).

Pinnankorkeuden vaihtelu muuttaa kosteikon virtausjärjestelmää. Normaalisti vesi virtaa kosteikoilla sekä vaaka- että pystysuunnassa. Vaakasuuntainen virtaus on suurimmillaan, kun vedenpinta on korkea tai jos kosteikon kaltevuus on suuri. (Ronkanen 2009) Pinnankorkeuden säätely on mahdollista, mikäli kosteikon poistopäähän on asennettu säädettävä ylisyoöksypato tai jokin muu säädön mahdollistava rakenne.

Vedenpinnan korkeus vaikuttaa myös kentällä esiintyvään kasvillisuuteen. Kuivemmilla kasvupaikoilla viihtyvät kasvit harventuvat vedenpinnan korkeuden kasvaessa. Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi rahkasammal, paju ja useat puulajit. Kosteuden lisääntyessä ruohot, sarat ja heinät lisääntyvät. (Hallikainen 2002, s 30, Päkkilä 2008, 19)

Kentän **kaltevuus** vaikuttaa viipymäaikaan ja näin ollen myös kentän puhdistustulokseen. Kentän kaltevuuden tulisi olla pienempi tai yhtä suuri kuin 1 %, jotta kentän toimintaa hankaloittavilta oikovirtauksilta vältyttäisiin (Price & Probert 1997, Savolainen et al. 1996, Päckilä 2008, 19). Yleisimmin käytössä olevien kosteikkojen kaltevuus vaihtelee 1 – 2 % välillä. Toisaalta on muistettava, että liian tasaisella kentällä vesi voi kerääntyä altaiksi, eivätkä halutut virtausolot toteudu.

Tyypillisesti kosteikoille muodostuu aktiivinen virtauspinta-ala, mutta myös alueita joilla virtaus on olematonta. Monet prosessit kosteikoilla ovat riippuvaisia ajasta ja siksi virtausolosuhteilla ja pinnankorkeuden säätelyllä on suuri merkitys. Pitkä viipymä parantaa ravinteiden imeytymistä ja veden puhdistustehokkuutta. Tietämys veden jakautumisesta ja virtausolosuhteista kosteikolla takaa parempia arvioita puhdistustehokkuudesta ja näin ollen kosteikon hydraulikan optimointi vastaavasti parantaa veden puhdistusta (Ronkanen 2009).

Kosteikon toiminnassa on myös huomiotava **pohjaveden** korkeus kosteikolla. Pohjaveden korkeus vaikuttaa turpeen kyllästyneisyyteen ja sitä kautta maahan imeytyvän veden nopeuteen. Pohjaveden pinnankorkeus seuraa usein maanpinnanmuotoja.

3.3.4 Turpeen ominaisuudet

Kosteikon pohjamaan ja turpeen ominaisuudet vaikuttavat olennaisesti kentän toimintaan muun muassa vaikuttamalla huuhtoutumisherkkyteen, virtausnopeuteen kosteikolla, suotautuvan veden määrään sekä haitta-aineiden pidättymisherkkyteen turpeessa.

Turvepaksuuden tulisi olla vähintään 0,5 m, jotta vältyttäisiin puhdistettavan veden virtaamiselta turpeen alapuoliseen maahan, ja jotta mineraalimaan sisältämät mineraalit eivät pääse huuhtoutumaan veden mukana (Ihme 1994). Parhaiten toimivilla turvetuotantoalueiden pintavalutuskentillä turvepaksuus on ollut yli 1 m (Ihme 1994). Suomen soilla turvepaksuus on keskiarvoltaan 1,41 m. Turvekerrostumassa pintaturpeen osuus keskimäärin on yleensä 0,14 m, väliturpeen 0,22 m ja pohjaturpeen 1,05 m. Suot ovat yleensä matalampia Pohjois-Suomessa verrattuna Etelä-Suomeen. Pohjois-Pohjanmaalla soiden keskimääräinen paksuus on 1,1 m. Valtaosa pidättymisestä tapahtuu ylimmässä 15 cm turvekerroksessa. (Virtanen 2003)

Turpeen maatuneisuus kuvaa turpeen irtopainon ja huokoisuuden muutoksia maaperässä. Mitä maatuneempaa turve on, sitä enemmän mikrobit ovat ehtineet lahottaa kasvien

jäänteitä humusaineeksi. Huokoisuus turpeessa pienenee myös maatuneisuusasteen kasvaessa ja syvemmälle maahan mentäessä (Kanttonen 2011, 25 – 31, Andersen [2003, 9]). Suokasvien jäännökset hajotessaan muodostavat turvetta ja eniten maatumista tapahtuu pintaturpeessa. Maatumisen seurauksena turpeen hiilipitoisuus kasvaa ja happipitoisuus vähenee. Maatumisnopeuteen vaikuttavat muun muassa vallitseva kosteus, pH ja ravinnetilanne. Turpeen maatuneisuusaste kuvaa näin ollen niitä kosteus- ja lämpötilaoloja, jotka ovat vallineet turpeen muodostumisajankohtana (Virtanen 2003). Sen avulla voidaan saada viitteitä aiemmista sääolosuhteista, jotka vaikuttavat muun muassa olennaisesti turpeen maatumisnopeuteen ja muodostuvaan rakenteeseen. Turpeen maatuneisuusaste kuvaa myös turpeen tiiviyttä, joka vuorostaan vaikuttaa veden kulkeutumiseen ja virtausreittien muodostumiseen kentällä.

Turpeen maatuneisuus voidaan luokitella Von Postin asteikolla, jossa maatuneisuuden aste on kuvattu asteikolla H1 – H10. H1 edustaa heikosti maatumutta turvetta ja H10 erittäin vahvasti maatumutta turvetta. Asteikko löytyy kuvauksineen liitteestä 2. Savolainen (1996a) toteaa turpeen maatuneisuuden suositusarvon olevan H1 – H3 pintavalutuskenttien suhteen. Mitä suuremmaksi maatuneisuusaste kasvaa, sitä suuremmaksi pienten huokosten määrä kasvaa (Kanttonen 2011, 11,12: Savolainen ym. [1996a]).

3.3.5 Kokoluokitukset

Kosteikon pinta-ala on yksi osatekijä kosteikon kuormituksen arvioinnissa. Sen avulla voidaan arvoida kentän kuormitusta. Todellisuudessa kosteikon virtauksen poikkipinta-ala määrittää virtausnopeuden, kulkureitit ja kanavoitumisen. Kosteikon huokoinen rakenne mahdollistaa mikrobien kiinnittymisen ja lisää kosteikon tehokasta pinta-alaa.

Tarvittava jätevesien jälkikäsittelykosteikon **pinta-ala** voidaan alustavasti arvioida kaavan 5 avulla. Kaavaa voidaan soveltaa suunnittelun tukena kosteikoille, jossa viipymä on 7 päivää, syvyys 0,3 m, orgaaninen kuorma alle 100 kg/ha*d, BOD = 10 mg/l, TSS = 10 mg/l, N < 10 mg/l, P > 5 mg/l (Crites 2006, 16)

$$A_{fws} = k * Q \quad (5)$$

A = suunnitellun kosteikon pinta-ala [ha]

k = kerroin $4,31 * 10^{-3}$ m

Q = mitoitus virtaama [m³/d].

Jälkikäsittelykentän **optimaalinen muoto** voidaan määrittää kentän leveyden ja pituuden suhteen perusteella (Kaava 6). Sopivaksi pituuden ja leveyden suhteeksi on arvioitu 0,5 -1.

$$L/W = 0,5 -1 \quad (6)$$

, missä

L = pituus [m]

W = leveys [m].

Nimellinen kosteikon vesitilavuus on määritelty ylemmän vesipinnan, pohjan ja padotuksen väliin jäävä alue (Kaava 7). Nimellistä vesitilavuutta tarvitaan kosteikon viipymän arvioimiseen. Viipymän kaava on esitetty alla. Muut kosteikot vapaan vedenpinnan kosteikkoa lukuunottamatta kerrotaan kentän huokoisuudella. (Kadlec 2009a, 23)

$$\tau = \frac{V_{active}}{Q} = \frac{\varepsilon \cdot h \cdot A_{active}}{Q} \quad (7)$$

, missä

Q = virtaama kentälle [m^3/d]

A_{active} = kosteikon pinta-ala, jossa vesi virtaa [m^2]

h = vesisyvyys [m]

V_{active} = tilavuus jossa vesi virtaa kosteikolla [m^3]

ε = huokoisuus

τ = viipymäaika [d].

Joskus kosteikon tarkasteluun riittää **nimellisen viipymän** arviointi. Yksi suunnittelun lähtökohtainen parametri on potentiaalisen viipymäajan määrittäminen. Ronkanen väitöskirjassaan esittää alla olevan kaavan viipymäajan laskemiseksi.

$$t_p = V / Q \quad (8)$$

, missä

t_p = veden potentiaalinen viipymäaika kosteikolla [d], myös t_n

V = kosteikon vesitilavuus [m^3] (LWh)

Q = keskimääräinen volumetrinen virtauskerroin [m^3d^{-1}].

Teoreettisen laskennan perusteella saatua arvoa voidaan käyttää suunnittelun lähtökohtana, mutta tarkempaa paikallista tietoa kentän viipymistä voidaan saada esimerkiksi merkkiainekokeilla (Ronkanen 2009, 22). Eri haitta-aineet vaativat eripituisen viipymääjan. Typen poistumisen kannalta minimiviipymän tulee kosteikolla olla vähintään 2,5 vuorokautta (Ronkanen 2009, 54). Biologisen orgaanisen aineen ja nitraatin suhteen viipymäaika voi olla lyhyt, mutta ammonium typen, metallien ja fosforin onnistuneeseen poistamiseen tarvitaan 7 – 14 päivän viipymä (Water Environment Federation 2010, 438).

3.3.6 Kuormitusarvot

Kosteikon kuormituksella tarkoitetaan kosteikolle johdettavien haitta-aineiden määrää pinta-alayksikköä kohden. Kosteikkojen kuormitus vaikuttaa olennaisesti poistumien määrään. Liika kosteikon kuormittaminen vähentää kosteikon käyttöikää. WEF julkaisun mukaan kosteikolle johdettavan BOD:n yläaraja kosteikon toiminnan turvaamiseksi on 110 kg/ha päivässä. Kasvipeitteen tulisi peittää koko kenttä. (WEF 2010, 439 - 440)

Ronkanen väitöskirjassaan toteaa, että ammoniumin (NH_4^+) kuormitus tulisi olla alle 0,10 mg/m²d, jotta 70 % puhdistustulos saavutettaisiin. Taulukkoon 4 on koottu WEF kirjassa esitettyjen jäteveden tyypillisten haitta-ainepitoisuuksien vertailu suhteessa Taivalkosken jäteveden haitta-ainepitoisuuksiin.

Taulukko 4. Jäteveden haitta-ainepitoisuuksien vertailu Taivalkosken ja WEF:n määrittämien tyypillisten pitoisuuksien suhteen (WEF 2010, 438 - 440, Taivalkosken kunnan tekniset palvelut).

Haitta-aine	Vaihteluväli	Tyypillinen arvo	Taivalkoski
TSS, mg/l	2 - 5	3	2,5
BOD ₇ , mg/l	2 - 8	5	6
Kokonaistyyppi, mg/l	1 - 3	2	35
Nitraatti-typpi, mg/l	< 0,1	< 0,1	0,5
Ammonium- typpi, mg/l	0,2 – 1,5	1	35
Kokonaisfosfori, mg/l	0,1 – 0,5	0,3	0,2
Koliformiset bakteerit	50 - 5000	200	1500

Taulukosta 4 voidaan todeta, että Taivalkosken puhdistamon jälkeinen jätevesi vastaa pitoisuuksiltaan jäteveden tyypillisiä pitoisuusarvoja. Ainoastaan typpikuorma Taivalkosken kohteessa on huomattavasti suurempi kuin taulukossa 4 verratut

pitoisuusarvot. Pitoisuudet muuntuvat kuormitusarvoiksi, kun ne suhteutetaan puhdistavan pintavalutuskentän tai kosteikon pinta-alaan. Voidaan siis todeta, että Taivalkoskella jäteveden typpikuormitus on siis hieman tavallista korkeampi. Kentän kuormitusta ja veden virtaus-olosuhteita voidaan parantaa johtamalla vedet kosteikkoon laskeutusaltaan kautta. Tällöin vältetään tukkeumilta ja sedimentti on helpommin nostettavissa haitta-aineineen, mikäli tarvetta ilmenee. (Päkkilä 2008, 21)

3.4 Kosteikkojen puhdistustehoja

Kosteikkosysteemeissä laskeutuvissa oleva **biologinen orgaaninen aines** (BOD₇) poistuu prosessista jo kosteikon alussa. Laskeutumisen jälkeen orgaaninen aines hajoo joko aerobisesti tai anaerobisesti riippuen kosteikon rakenteesta ja happipitoisuuksista. Jäljelle jäävä kolloidinen ja liuennut orgaaninen aines joutuu kosketuksiin kosteikon mikrobien kanssa. Biologisen orgaanisen aineen poistuma vaihtelee kirjallisuudessa kosteikosta riippuen 54 – 88 % välillä. Nämä luvut ovat ennusteita Kanadassa sijaitseville kunnan ja kaupungin omistamille pintavalutuskentille ja kosteikoille, jotka käsittelevät sekundäärisiä teollisuuden- ja taloudenjätevesiä sekä hule- ja tulvavesiä. Erilaisten ravinteiden läsnäolon vuoksi myös monimutkaisempien orgaanisten yhdisteiden poisto on mahdollista. (Water Environment Federation 2010, 404 - 406)

Suuri osa **suspendoituneista kiintoaineista** (TSS) poistuu flokkulaation ja laskeutumisen myötä hiekka-aineksen raoissa. Kuten orgaanisen aineksen tapauksessa, myös suurin osa kiintoaineesta laskeutuu heti kosteikon sisääntulon läheisyydessä. Optimaalinen kiintoaineen laskeutuminen vaatii täysin kentän peittävän kasvuston, jotta haitalliselta leväkasvulta välttyttäisiin. Water Environment Federationin julkaisun mukaan kiintoaineen kohdalla poistumat ovat 53 – 93 % välillä. (Water Environment Federation 2010, 407)

Typen poistumiseen kosteikoilla vaikuttaa olennaisesti lämpötila ja viipymäaika. Usein kosteikon tulee olla käytössä muutamia vuosia ennen kuin kosteikolle kehittyy sopiva kasvusto mikrobiologista nitrifikaatioprosessia varten. Denitrifikaatiossa vuorostaan mikrobit muodostavat hapettomissa oloissa nitraatista typpikaasua. Yleensä kuitenkin nitrifikaation hitaus on prosessin rajoittava tekijä. Pitkä viipymäaika tehostaa typen poistumista. Haitallisen ammoniumin (NH₄⁺) poistoon kosteikolla tarvitaan happea. Sen sijaan nitraatin poistuminen kosteikoilla tapahtuu yleensä nopeasti ja vaivattomasti hapettomissa olosuhteissa. (Water Environment Federation 2010, 409)

Patogeenien poistuminen kosteikoilla on tehokkaampaa verrattuna lammikko-puhdistamoihin. Kasvit ja karikekerros tehostavat suotautumista ja näin ollen parantavat patogeenien poistoa. Kalifornialaisen pilottitutkimuksen mukaan vapaan vesipinnan kosteikoilla ulosteperäisten koliformisten bakteerien poistuma oli 95 % ja virusten 92 % viipymääjan ollessa 3,3 päivää (Water Environment Federation 2010, 412). Patogeenien poistomekanismeja kosteikolla ovat muun muassa hapettaminen, suodattuminen, altistuminen kasvien erittämille biosideille, antibioosi, hajottavien bakteerien toiminta, luonnollinen kuolema sekä alkueliöiden ja eläinplanktonien harjoittama saalistus. (Vymazal 1998)

Kosteikot ovat vähentäneet myös **raskasmetallien** pitoisuuksia. Raskasmetallien poistuminen vaihtelee metallista ja sen poistumistavasta riippuen. Raskasmetallien poistumiseen kosteikoilla vaikuttavat metallien lähtöpitoisuuksien lisäksi useat eri prosessit, kuten sedimentaatio, kemiallinen saostuminen, adsorptio ja kasvien ravinteidenotto. (Water Environment Federation 2010, 412- 414)

Turveteollisuusliiton et al (2004) mukaan turvetuotannon pintavalutuskenttien puhdistustehot ovat taulukossa 5 esitettyjen arvojen mukaisia. Turvetuotantoalueiden pintavalutuskentät ovat hyvin samanlaisia kuin mitä jäteveden puhdistukseen käytettävät pintavalutuskentät.

Taulukko 5. Turvetuotannon pintavalutuskenttien puhdistustehoja (Tuotekortti, Turveteollisuusliitto 2004).

Haitta-aine	Poistuma [%]
Kiintoaine	55-92
Kokonaistyyppi	49
Ammoniumtyppi	79
Nitraattityppi	41
Epäorgaaninen typpi	63
Kokonaisfosfori	46
Fosfaattifosfori	51
Rauta	30

3.5 Pohjoisen kosteikot

3.5.1 Vuodenajat ja kylmyys

Pohjoisilla alueilla kesäaika on lyhyt ja talvi pitkä ja kylmä. Keväällä runsaat sulamisvedet lisäävät käsiteltävän veden määrää ja kosteikon kuormitusta samoin kuin syksyn rankkasateet. Nämä vuodenaikaisvaihtelut vaikuttavat myös kosteikon toimintaan. Koska kosteikko tarjoaa mahdollisuuden useille eri fysikaalisille, kemiallisille ja biologisille prosesseille, ei sen toiminta rajoitu ainoastaan kesäkauteen. Talven tullessa biologinen toiminta hiipuu, mutta kemialliset ja fysikaaliset prosessit jatkavat toimintaansa eivätkä näin ollen ole niin lämpötilariippuvaisia. Fosfori poistuu jätevedestä pääosin kemiallisesti ja sen vuoksi fosforia poistuu kohtuullisen tehokkaasti myös jätevedestä myös talven aikana. Metallien pidäytyminen voi hidastua roudan vaikutuksesta tai veden jäätyminen seurauksena.

Talvella TSS ja BOD poistumat lähtevässä vedessä ovat samaa suuruusluokkaa kuin kesälläkin. Fosforin poistumat laskevat talvella kolmannekseen ja ammonian tapauksessa kymmenyksen kesäajan poistumista. Alhaiset vedenlämpötilat johtavat mikrobiologisten prosessien vähentymiseen ja kasvillisuus on horroksessa. Typen poistuminen on hyvin lämpötilariippuvaista ja monivaiheista, ja sen vuoksi typen poistuminen vaihtelee paljon vuodenaikaisvaihtelun seurauksena. Typen eri prosessien nopeus heikentyy talvisin lämpötilan laskun ja mikrobien aktiivisuuden hiipuessa. (Kadlec 2009a, 645)

Yleisesti tiedetään, että osa kosteikon puhdistusprosesseista jatkuu myös talviaikaan. Jää- ja lumipeite eristävät kentän talvisin. Wittgren ja Mæhlum (1997) mainitsevat, että kentän vesipintaa nostamalla jäätyamisen aikaan saadaan luotua tilaa myös ilmalle ja vedelle suojaavan jääkannen ansiosta. Laboratorio- ja koekenttätutkimuksissa kuitenkin on huomattu, että kosteikon puhdistustehokkuus kylmän ilman aikana riippuu vähemmän lämpötilasta kuin mitä alustavasti oli arvioitu laboratoriokokeiden perusteella. Tulosta on pyritty selittämään sillä, että kesäaikaan saatavilla olevasta hapesta käydään enemmän kilpailua sekä nitrifikaation että orgaanisen hajotuksen suhteen (Stein & Hook 2003). Jenssen ym. (1996) esittää tutkimuksissaan, että suojaava lumikerros voi olla erityisen tärkeä varmistamaan kosteikon tehokasta talviaikaista toimintaa. Jääkannen muodostuminen jättää tilan jään ja vesikerroksen väliin ja hapelliset prosessit saavat lisää toiminta-aikaa.

Talven aikana jääkannen muodostuminen muuttaa hieman kosteikon prosesseja. Jääkannen muodostuminen vähentää kosteikon vesisyvyyyttä, ellei vedenpintaa tarkoituksella nosteta syksyllä oletetun jääkannen paksuuden verran. Jääkannen muodostumista arvioitaessa on otettava huomioon, että kasvipeitteiset alueet keräävät lunta tehokkaammin kuin paljaat alueet. Täten jää on ohuempaa kosteikoilla kuin järvien tai lammikoiden päällä. (Kadlec 2009a, 125 - 127)

Wittgren ja Mæhlum (1997) esittävät artikkelissaan myös, että aerobinen esikäsittely, kuten hiekkasuodattimet tai ilmastusaltaat, tehostaa orgaanisen aineksen ja typen poistoa kylmissä olosuhteissa. Tällaisella järjestelyllä voitaisiin päästä 40 – 60 % poistotehokkuuteen typen suhteen. He huomauttavat myös, että kevään lumensulannan aikaan viipymä kentällä voi pienentyä huomattavasti hetkellisesti.

Wittgren ja Mæhlum (1997) toteavat myös, että kasvien kyky pidättää ravinteita vaihtelee eri ilmastoissa. Lämpimillä alueilla kasvit voivat pidättää typpeä kolminkertaisia määriä enemmän kuin mitä kasvit kylmillä alueilla. Kasvien typensitominen kylmillä alueilta, kuten Ruotsissa, on suuruusluokkaa $200 - 320 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Puustisen ym. mukaan pohjoisille kosteikoille sopivimpia kasveja olisivat kasvit, jotka voivat pidättää ravinteita mahdollisimman pitkään. Tällaisia kasveja olisivat erityisesti puu- ja pajukasvit. Tällöin ravinteet kuluva kasveilla puuaineksen määrän kasvattamiseen. Pajupensaiden ravinteiden pidätyskapasiteetti on arvioitu kolminkertaiseksi nurminiittyyn ja kaksinkertaiseksi leppämetsikköön verrattuna. Kuitenkin leppä pidättää ravinteita pidemmän aikaa kuin paju.

Hallikainen (2002) esittää diplomityösään tervalepän (*Alnus glutinosa*) olevan hyvä vaihtoehto kosteikoille, joilla vedenpinta on korkealla. Se on yleisesti tunnettu vesistöjen rantapuuna, joka viihtyy tulvamailla. Sitä esiintyy aina Rovaniemen korkeuksille asti Suomessa. Useimpien puulajien ongelmaksi muodostuu, se että puun juuret jäävät veden alle ja puun ravinteiden sitominen vaikeutuu. Tervaleppä on typen suhteen melko omavarainen ja sen typen sitomiskapasiteettia ei ole selvitetty tarkasti. Fosforin suhteen tervaleppä toimii hyvin ja pystyy sitomaan fosforia tehokkaasti verrattuna muihin puulajikkeisiin. Nopea kasvu alussa, puun pitkäikäisyys ja suuri fosforin tarve ovat erinomaisia ominaisuuksia kosteikon kannalta. Tervaleppä pidättää suurimman osan ottamastaan fosforista kosteikon pohjasta, jolloin se mahdollisesti pystyy lisäämään kosteikon käyttöikä. (Hallikainen 2002, 30)

SWS:n (Society of Wetland Scientists) julkaisemassa artikkelissa ” Impact of Hydraulic Loading Rate and Season on Water Contaminant Reductions Within Integrated Constructed Wetlands (2011)” selvitettiin hydraulisen kuorman vaikutusta jälkikäsittelykenttien puhdistustehokkuuteen Irlannissa. Artikkelissa tutkittu jälkikäsittelykenttä koostui viidestä erillisestä jälkikäsittelykentästä ja hydraulista viipymäaika sekä kuormitusta muuteltiin muutaman kerran kahden vuoden tutkinta-ajan aikana. Kentillä kasvoi useampia eri kasvilajeja ja viipymäaika yleisesti oli noin 90 päivää. Jälkikäsittelykentän pinta-alat yhteensä olivat 3,25 hehtaaria ja PE- luku 1,75. PE- luvulla kuvataan jäteveden biologisen hapenkulutuksen kuormaa kokonaisuudessaan asukasmäärään suhteutettuna vuorokaudessa. Jälkikäsittelykentän puhdistusteho ravinteiden osalta oli erinomainen kesäaikaan (keskilämpötila 14 astetta), mutta talvella (keskilämpötila 2,9 astetta) käsittelytehokkuus heikkeni.

Testin tuloksissa todettiin että haitta-aineiden poisto toimi hyvin. Typpi poistui vedestä heikoiten, mutta sen vähennys prosentteina oli kuitenkin 89,6 %. Yleisesti on todettu, että pitkä viipymä aika ja pieni hydraulinen kuorma tukevat mikrobiologisia prosesseja ja siten parantavat kentän tehokkuutta. Tutkimuksissa kuitenkin todettiin, että optimointi on tärkeää, mutta tulokset hydraulisen kuorman vaihtelun jälkeen vaihtelivat vain hieman. Ainoastaan syksyllä ja talvella 2009 havaittiin merkittävää typen poiston heikentymistä. Kuitenkin typen poiston todettiin olleen keskimääräisesti korkea. Suuren typen poiston arveltiin johtuvan kasvien ajoittaisesta poistosta ja juuritason ilmastuksesta. Artikkelissa korostettiin kuorman, tulvien ja viipymän vaikuttavan erityisesti typen poistoon merkittävämmiin kuin muiden haitta-aineiden poistoon.

Hallikaisen (2003) diplomityön Rukan kosteikon tilastollisen analyysin tuloksissa todetaan, että talvi- ja kesäaikakaudet eivät vaikuta merkittävästi kuin typen poistumiin. Tutkimusten perusteella myös todetaan, että vuosia vertailtaessa sateiset kuukaudet ja pitkäaikaiset kuivat jaksot aiheuttavat muutoksia. Korrelaatioanalyysin perusteella virtaaman kasvu pienentää sekä typen että fosforin poistumia. Toisaalta virtaaman suuruus ei juuri vaikuta biologisen hapenkulutuksen tai kiintoaineen poistumiin. Typen kuormitus olisi hyvä pitää pienempänä kuin $30 \text{ kgd}^{-1}\text{ha}^{-1}$. Typen poistumat korreloivat osin myös veden lämpötilan suhteen lineaarisesti. Rukalla hyvät typen poistumat on saavutettu, kun tulovirtaaman vesi on ollut kohtalaisen lämmintä (ka $+9,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$). (Hallikainen 2002, 82 - 86)

3.5.2 Suomen kosteikot

Suomessa on toiminnassa tällä hetkellä neljä kosteikkoa, joiden päätehtävänä on puhdistaa puhdistamon jälkeistä jätevettä. Alla olevaan taulukkoon 6 on koottu puhdistustehoja ja niiden vaihteluita eri vuosilta kyseisiltä jo olemassa olevilta kosteikoilta. Taulukossa mainitut kosteikot puhdistavat pääosin tavallista puhdistamon jälkeistä harmaata talousvettä. Välillä pieni teollisuus tai suviseurat saattavat lisätä käsitellyn veden määrää ja tällä tavalla aiheuttaa vaihteluita tulevan veden määrässä ja laadussa. Näiden neljän kosteikon lisäksi kosteikkoja ja pintavalutuskenttiä on rakennettu turve- ja maatalousmaiden jätevesien käsittelijöiksi.

Taulukko 6. Toteutuneita puhdistustuloksia Suomen eri kosteikoilta. Puhdistustehotiedot: Lakeus 2007 – 2011 (Lapin vesitutkimus Oy 2011), Ruka 2007 – 2008 (Pöyry 2009, Savikuja 2012), Siikalatva 2007 – 2010 (Lapin vesitutkimus Oy 2011, Savikuja 2012), 2000 – luvun alku Ruka, Mellanaava, Lakeus (Sallanko 2010).

Puhdistusteho [%]	Ruka (Kuusamo)	Lakeus (Kempele)	Mellanaava (Inari)	Siikalatva
BOD 7	63	20 - 23	16 - 25	58
P (kok)	64 - 90	60 - 80	12	0, (0,1 mg/l)*
N (kok)	13 - 30	18 - 30	2 - 18	27 - 70
Kiintoaine	80 - 86	66	48	99

* Kosteikolle tuleva veden fosforipitoisuus erittäin pieni, vain 0,1 mg/l.

Sari Kantonen (2011) on diplomityössään vertaillut turvetuotannon valumavesiä puhdistavia pintavalutuskenttiä ja havainnoinut pohjoisten ja eteläisten kohteiden eroja. Tulosten perusteella voidaan yleisesti olettaa, että pohjoisen pintavalutuskentillä lähtevän veden määrä on pienempi ja pitoisuusreduktiot pääasiassa parempia kuin eteläisillä vertailukohteilla. Pintavalutuskentältä lähtevän veden vähäisyys johtuu runsaasta haihdunnasta. Reduktoiden yhteydessä huomautettiin kuitenkin, että muun muassa pintavalutuskentän ikä vaikuttaa merkittävästi reduktioihin. Nuoremman pintavalutuskentän reduktiot ovat yleensä heikompia. Kantosen tilastollisessa analyysissä todettiin myös, että esimerkiksi Iissä sijaitseva Puutiosuo toimii hyvin turvetuotannon valumavesien puhdistajana ympäri vuoden. Puutiosuon pintavalutuskentät ovat kahdessa osassa ja niiden yhteenlaskettu pinta-ala on 6,2 ha. Kentän turvepaksuus noin 2 m ja kentälle kohdistettu hydraulinen kuormitus on vaihdellut välillä 30 – 350 m³/d/ha. (Kantonen 2011, 73, 79, 101)

3.6 Esimerkkikosteikkoja

3.6.1 Esimerkki maanalaisen virtauksen kosteikosta

Maanalaisen virtauksen kosteikon (SSF) haitta-aineiden poistomekanismit ovat hyvin samantapaiset kuin vapaan vedenpinnan kosteikon (FWS) mekanismit. Maanalaisen virtauksen kosteikon vahvuuksina voidaan pitää tehokasta tertiäärinen BOD:in, nitraattien ja patogeenien poistoa. Pinta-ala tehokkuudeltaan vapaan vedenpinnan kosteikolla ja maanalaisen virtauksen kosteikolla on hyvin vähän eroa keskenään. Kylmissä oloissa maanalaisten kosteikkojen toiminta on varmempaa ja niitä on helpompi käsitellä. Maanalaista kosteikkoa pidetään kuitenkin kalliimpana ratkaisuna. Maanalainen kosteikko on myös vähemmän herkkä kosteikon ympäristön haitta-ainelähteille. (Kadlec 2009b)

Alla olevaan taulukkoon 7 on koottu muutamia kosteikkojen toimintaan liittyviä eroja SSF- kosteikon ja FWS- kosteikon välillä. Eroja tarkasteltaessa huomioitava on kuitenkin se, että maanalaisen virtauksen kosteikot ovat yleensä huomattavasti kuormitetumpia kuin vapaan vedenpinnan kosteikot. Arvot perustuvat Kadlecin artikkelissa koottuihin tietoihin jo olemassa olevilta kosteikoilta.

Taulukko 7. Maanalaisen ja vapaan vedenpinnan kosteikkojen vertailu.

Parametri	SSF- kosteikko	FWS- kosteikko
Hydraulinen keskimääräinen kuorma [cm/d]	7	3
Tyypillinen toimintasyvyys [cm]	50	30
Veden osuus toimintasyvyydestä [%]	95	40
Keskimääräinen viipymäaika [d]	2,9	9,3
BOD- kuorma (sisääntulo) [mgO ₂ /l]	69	26
Ammonium- kuorma (sisääntulo) [mg/l]	22	7
Hydraulinen tehokkuus tilavuuden suhteen [%]	91	82

Yhteenvetona SSF- kosteikot tyypillisesti tarjoavat suurella kuormituksella suuremmat poistot matalan BOD:n, NO_x – N:n ja patogeenien suhteen. FWS – kosteikot yleisesti nähdään tehokkaampina ratkaisuin korkean BOD:n, NH₄-N:n, TN:n ja TP:n suhteen. Talviaikaan FWS- kosteikon puhdistusprosessit hidastuvat enemmän typen poiston suhteen. (Kadlec 2009b)

Horisontaalisen virtauksen maanalainen kosteikko (HSSF) toimii vapaan veden pinnan kosteikkoa tehokkaammin jälkikäsitteilykenttänä BOD:n, nitraattien ja patogeenien poistossa. Maanalainen kosteikko on tutkimusten mukaan vähemmän herkkä sääolosuhteille ja kylmyydelle. Maanalaisen virtauksen kosteikko on kuitenkin vapaan vedenpinnan kosteikkoa kalliimpi. Tätä kosteikkotyyppiä voidaan ajaa suuremmilla kuormitusarvoilla ja se tarvitsee suhteessa vähemmän tilaa. Kosteikon tyypillinen toimintasyvyys on 50 cm, josta vedellä kyllästynyt osuus on noin 40 %. Viipymäaika HSSF- kosteikolla on tyypillisesti lyhempi, noin 2,9 päivää. Muun muassa ammoniumionin kuormitus yleisesti HSSF- kosteikkoilla on kuusi kertaa suurempi. Kiintoainekuorman suhteen kosteikko ei ole herkkä. Toisaalta suuret kuormat vähentävät kosteikon käyttöikä. Mikäli kosteikolta odotetaan parempaa puhdistustehokkuutta talviaikaan kylmissä olosuhteissa, pystyy tämä kosteikkoratkaisu parempaan puhdistustulokseen. Mikäli kosteikkoratkaisuilla halutaan päästä hyvin alhaisiin haitta-ainepäästöihin, vapaan vesipinnan kosteikko täytyy jakaa osiin, mutta HSSF – kosteikkoa ei. HSSF- kosteikko on pinta-alaltaan tehokkaampi.

Tsekeissä maanalaisen virtauksen kosteikon ratkaisuilla on päästy keskinkertaisiin puhdistustehoihin. Kiintoaineen ja orgaanisen aineen suhteen poistoehtot ovat hyviä. Typen suhteen puhdistusteho vaihtelee 19 % - 40 % typen eri muodoista riippuen. Maanalainen kosteikko koostuu neljästä 2500 m³ alueesta, jotka oli sijoitettu kahden patjan sarjoissa rinnakkain. Suodatin maana käytettiin soraa (0 – 16 mm). Kasveina kosteikolla käytettiin helpiä (*Phalaris arundinacea*) ja ruokoja (*P. australis*). Taulukkoon 8 on koottu sisään- ja ulosvirtaavan veden haitta-ainepitoisuudet ja kosteikon poistotehot. Keskimääräinen tulovirtaama kosteikolle oli 200 m³ päivässä.

Taulukko 8. Puhdistustehot maanalaisen virtauksen kosteikolle (Vymazal 2005).

Parametri [mg/l]	Sisääntulovirtaus	Ulostulovirtaus	Tehokkuus [%]
BOD ₅	23,3	4,6	80
COD	85	26,1	69
TSS	91	9,5	90
NH ₄ ⁺ - N	11,6	9,4	19
NO ₃ ⁻ - N	3,0	1,79	40
TP	2,25	2,09	7
Koliformiset bakteerit	6,14	5,01	1,1
Ulosteperäinen streptokokki	4,47	3,62	0,9

3.6.2 Hybridi kosteikkoratkaisut

Hybridikosteikot tarkoittavat kosteikkoratkaisuja, joissa useamman tyypin kosteikkoja on yhdistetty erityisesti paremman typen poiston saavuttamiseksi. Yleisin kosteikko-yhdistelmä on vertikaalisen kosteikon ja horisontaalisen kosteikon yhdistelmä, joiden avulla rakennetaan suotuisat olosuhteet sekä nitrifikaatiolle että denitrifikaatiolle. Yhdistelmäsystemien pääidea on hyödyntää kummankin ratkaisun parhaat puolet. Pystysuoran virtauksen kosteikko ei pysty tarjoamaan tehokasta ammoniumin nitrifikaatiota, vaakasuoran virtauksen kosteikko vuorostaan siirtää happea tehottomammin ja sen vuoksi typen poisto heikentyy. Esimerkiksi Colecottin hybridisysteemillä on saavutettu 84 % ammonium typen poistuma. Tanskassa hybridiratkaisulla on päästy 97 % ammoniumtypen poistumiin, Puolassa 80 % poistumiin ja Nepalissa 99 % (Vymazal 2005). Yhdistelmäsystemit ulkomailla toimivat yleensä joko mekaanisen käsittelyn jälkeen sekundäärisen jäteveden käsittelyssä tai pohjoisissa oloissa puhdistamon jälkeisenä tertiäärisenä käsittelymenetelmänä.

4 Lammikko

4.1 Lammikkopuhdistamoiden historiaa maailmalla ja Suomessa

Lammikkopuhdistamot saivat alkunsa Texasissa sijaitsevasta suuresta järvestä, jonka huomattiin puhdistavan järveen laskettavia jätevesiä. Vuodesta 1901 lähtien lammikkopuhdistamoja alettiin hiljalleen ottaa käyttöön biologisina puhdistamoina ja Suomeen ne tulivat 1960- luvulla (Puolanne 1972, 8). 1970 – luvulla niiden käyttö yleistyi pienissä ja keskisuurissa taajamissa ja pääosin ne ovat olleet toiminnassa 2000- luvun alkuun saakka. Nykyaikana niitä pidetään aikansa eläneinä ratkaisuna ja monien kymmenien vuosien toiminnan jälkeen niiden puhdistustehot ovat heikentyneet, eivätkä ne pysty vastaamaan maakohtaisiin alati tiukentuviin veden laatuvaatimuksiin.

Lammikkopuhdistamoiden ensisijainen tehtävä Suomessa oli puhdistaa hyvinkin erilaisia jätevesiä aina perinteisistä asumis- ja talousvesistä teollisuuden erikoisjätevesiin. Pohjois-Pohjanmaalla suurin osa lammikoista rakennettiin 1970- luvun alkupuolella. Aluksi ne toimivat ainoana biologisena puhdistuselementtinä jätevesien puhdistuksessa ja niitä pidettiin varsin edullisena ja yksinkertaisena keinona käsitellä jätevesiä. Niihin varastoitui jäteveden mukana tullut orgaaninen kiintoaine. Osa kiintoaineesta muutti muotoa tai hajosi lammen biologisten prosessien vaikutuksesta. 1980- luvulla lammikoita muutettiin tehokkaammaksi lisäämällä niihin ilmastusta tai kemikaalia, jolloin saavutettiin raja-arvot vesien rehevöittäjänä tunnetun fosforin suhteen. Lammikkopuhdistamot toimivat aikansa vaatimuksien puitteissa hyvin, mutta 1990- luvulla päästöihin alettiin kiinnittää enemmän huomiota ja osa lammikkopuhdistamoista lakkautettiin tai niiden käyttötarkoitusta muutettiin. Lammikkopuhdistamot saivat seurakseen ja kilpailijakseen kemiallis-biologiset jätevedenpuhdistamot. (Puolanne 1972, 2-14)

Kesäisin lammikoiden toiminta oli tehokkaimmillaan, mutta talvisin niiden tehon uskottiin heikkenevän. Pinnan happi mahdollisti aerobiset prosessit tehokkaasti. Veden viipymä, kuormitusarvot ja koko vaihtelivat tapauskohtaisesti ja osa lammista toimi varsin kiitettävästi vähäiseen huoltoon suhteutettuna. Suurimpia ongelmia aiheutui pohjalle laskeutuvan lietteen kertymisestä, sillä mikäli sitä ei poistettu, se heikensi olennaisesti lammikon toimintaa. Lammikot Suomessa ovat olleet toiminnassa keskimäärin 30 vuotta.

4.2 Toimintaperiaatteet ja huolto

Suomessa lammikkopuhdistamoita on käytetty viemärlaitosten yhteydessä, jotka ovat sijainneet tarpeeksi väljästi kaavoitetulla alueella. Jätevesilammikon mitoitussyvyys on vaihdellut 0,6 metristä 1,0 metriin ja niiden tarvittava pinta-ala on määräytynyt asukastiheyden mukaan eli lammikon pinta-alan tulee olla noin 10 m² asukasta kohti. Tarvittava viipymä lammikkopuhdistamoissa on 20 – 30 vuorokautta. (Maa- ja vesirakennusinsinöörien yhdistys, 1963)

Lammikkopuhdistamot ovat käytössä usein sarjoina, joissa jokainen lampi on erikoistunut tiettyyn tehtävään. Tällaisten sarjojen alkuun sijoitetaan esiselkeytys- tai anaerobisia lampia. Niitä seuraa usein fakultatiivinen lampi ja sen jäljessä jäteveden puhdistuksen laatuvaatimuksista riippuen maturaatiolampin eli ns. kypsytyslampin tai jokin muu puhdistava yksikkö. Lammikkopuhdistamoja ennen tarvitaan mekaaninen esikäsittely suurten ja painavien kiitoaineiden erottamiseksi. Anaerobiset ja fakultatiiviset lammet ovat tarkoitettu orgaanisen aineen poistoon. Maturaatiolammet vuorostaan ovat tarkoitettu pääosin bakteerien ja virusten sekä ravinteiden poistoon. (IRC 2004)

Fakultatiiviset lammet suunnitellaan orgaanisen kuormituksen mukaan. Matalalla orgaanisella kuormituksella lammikkoon voidaan muodostaa aktiivinen leväpopulaatio. Levien hyvä vointi takaa hapen muodostuksen lammen bakteereille, jotka vuorostaan vastaavat biologisen orgaanisen aineen poistosta. Lammikon levien toimivuutta voi tutkia levien värin, kasvutiheyden, fotosynteesi-aktiivisuuden sekä pH:n avulla. (IRC 2004)

Maturaatiolammen koko ja määrä riippuu myös halutusta lopputuloksesta. Lammet ovat matalampia kuin fakultatiiviset lammet ja lammen optimaalinen syvyys on 1 metri. Koska maturaatiolammen kuormitus on pienempi, lammet ovat liki läpikotaisin hapellisia. Myös levien ja bakteerien monimuotoisuus lisääntyy aikaisempiin lampiin nähden. Haitalliset mikrobit poistuvat lammissa pääosin aktiivisen levätoiminnan seurauksena. Maturaatiolammet lämpimissä oloissa sarjoina voivat saavuttaa parhaimmillaan 80 % nitriitti- ja nitraattitypen poistuman ja 90 % poistuman ammoniumtypen suhteen. Fosforin poistuma lammissa on normaalisti alhaisempi ja yltää parhaillaan vain 50 % poistumiin. (IRC 2004)

Toimivien lammikkopuhdistamojen ylläpitämiseksi tarvitaan ajoittain lampien reunojen kasvustojen leikkuuta, muodostuneen kuonan keruuta lampien pinnalta sekä sisään- ja ulostulopatojen huoltoa. Lammikot tulisi myös tyhjentää pohjalietteen kohotessa kolmannekseen lammen syvyydestä. Käytännössä on kuitenkin havaittu paremmaksi poistaa lietettä hieman joka vuosi. (IRC 2004)

Tyypillisimpiä ongelmia lampien toiminnan kannalta on se, että yksinkertaiset huoltotoimenpiteet ohitetaan ja lammet käsitetään ”ei huoltoa”- kaipaaviksi yksiköiksi. Tällöin lammen huoltoon ei ole kiinnitetty huomiota kuin vasta vakavien ongelmien uhatessa. Tällaisia vakavia ongelmia ovat haju, lietteen liikakertyminen tai ylirehevöitynyt kasvusto. (IRC 2004)

4.3 Haitta-aineiden poistoprosessit

Lammissa ravintoaineita voi poistua mekaanisesti sedimentoitumalla. Lammessa levät ja mikrobit puhdistavat jätevettä. Jäteveden orgaaninen aines hapettuu bakteeritoiminnan seurauksena vapauttaen hiilidioksidia ja ravinteita. Levät jatkavat näiden ravinteiden ja haitta-aineiden käsittelyä muodostaen biomassaa. Levien hiililähteenä toimivat sekä bakteeritoiminnan hapetusprosesseista vapautunut hiilidioksidi ja sedimentteihin laskeutuneen biomassan vanhenemisen johdosta muodostuneet aineet. (Rockne 2006)

Typen poisto lammikoissa on riippuvainen pH:sta, viipymääjasta ja lämpötilasta. Levien ja karbonaattien reaktioita kuvaava pH on tärkeä tekijä. Teoriassa typen poisto lammessa voi tapahtua kolmella tavalla. (Crites 2006, 176)

1. Kaasumainen ammoniakki erottuu ja haihtuu ilmakehään.
2. Ammoniakki voi assimiloitua/ imeytyä leväbiomassaan.
3. Biologisen nitrifikaation kautta.

Lisäksi pienimuotoista typen poistumista tapahtuu myös adsorption, lietteen reaktioiden sekä denitrifikaation kautta (Crites 2006, 176). Ammoniakin haihtumisen on oletettu olevan tehokkaimmin tapahtuva typen poisto mekanismi lammissa. Muita mahdollisia typen poistumisreittejä ovat myös orgaanisen typen sedimentoituminen ja typen kertyminen levien biomassaan. Lammet toimivat myös nitrifikaation ja denitrifikaation tapahtumapaikkoina. (Faleschini 2012)

Taulukkoon 9 on koottu yhteenveto muutamista lammista ja niissä saavutetuista typen poistumista. (Crites 2006, 175) Kiintoaineen ja orgaanisen aineen puolesta levien biomassan tuotanto ja sedimentoituminen ovat tehokkaimpia poistoprosesseja lammissa.

Taulukko 9. Yhteenveto fakultatiivisten lammikoiden olosuhteista ja typen poistumista Yhdysvalloissa.

Paikka	Viipymä-aika [d]	Veden lämpötila [°C]	pH (keskiarvo)	Alkali-teetti [mg/l]	Lammikkoon tuleva typpi [mg/l]	Poistuma [%]
Peterborough, New Hampshire	107	11	7,1	85	17,8	43
Kilmichael, Mississippi	214	18,4	8,2	116	35,9	80
Eudora, Kansas	231	14,7	8,4	284	50,8	82
Corinne, Utah	42	10	9,4	555	14,0	46

Faleschini et al. (2012) ovat tutkineet typen poistumismekanismeja erilaisten kuormitustilanteiden ja vuodenaikaisvaihteluiden näkökulmasta. Tutkimuksissa todettiin, että ammoniumin pitoisuudet olivat matalia kesäisin ja korkeita talvisin. Tutkimuksissa todettiin, että kesällä ammonium poistui tehokkaimmin, kun olosuhteet olivat suotuisat kasviplanktonien tuotannolle. Suuri kuormitus heikensi puhdistustulosta heikentäen nitrifioivien bakteerien kasvua huuhtoutumisilmiön johdosta. Tutkimuksissa huomattiin myös, että suurin osa ammoniumista poistui jo suuren lammen alussa samoilla kohdilla, missä orgaaninen aines poistuu sedimentoitumalla. Tämä todistaa että ammonium poistuu myös vaihtoehtoisia reittejä pitkin lietekerroksessa tapahtuvan hapettoman nitrifikaation ja vesikerroksen denitrifikaation avulla. (Faleschini 2012)

Lammissa tapahtuvasta nitrifikaatiosta on saatu toisistaan poikkeavia tuloksia. Yleisesti on todettu lampien happivarojen olevan riittämättömiä nitrifikaation tapahtumiselle, mutta Falschinin ja muutaman muun tutkimuksen mukaan nitrifikaatio lammissa on selvästi läsnä ja toimii välivaiheena joko sitä seuraavalle denitrifikaatiolle tai typen kertymiselle levien biomassaan. (Faleschini 2012)

Toisaalta hapelliset olosuhteet ja sekoitus systeemin muissa osissa voimistavat nitrifikaation tapahtumista. Tutkimuksen mukaan kesäaikaan fakultatiivinen lampi käsittelee hyvin korkeita orgaanisen typen pitoisuuksia ja talviaikaan paremmin korkeampien ammonium- pitoisuuksien vallitessa. (Faleschini 2012)

4.4 Lammikkojen eri käyttötarkoituksia

Lammikkopuhdistamoiksi käsitetään usein varsin monentyyppiset ja eri tehtävissä toimivat lammet. Tässä osiossa on esitetty erilaisia lampien käyttökohteita ja tehostettuja ratkaisuja.

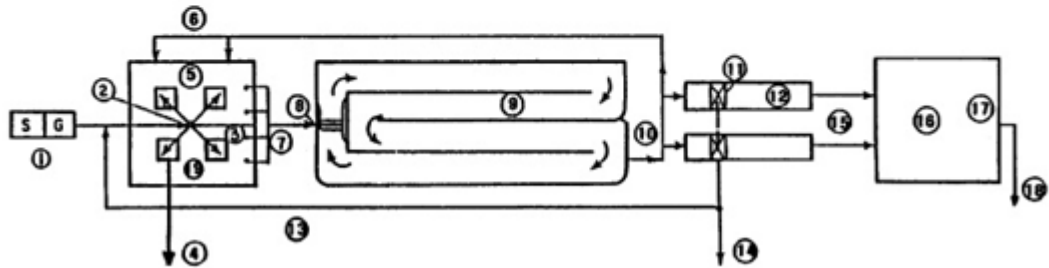
Lammikkoja voidaan käyttää jäteveden **varastoina** ja tasausaltaina. Varasto ja tasausaltaina lammikoita käytetään erityisesti kuivilla ja puolikuivilla alueilla, missä maatalouden kasteluvesien kysyntä on suurta. Tällöin jäteveden täytyy täyttää vaaditut kasteluveden laatuvaatimukset (IRC 2004). Varastoallas voi toimia myös **varoaltaana**, jolloin puhdistamon toimintahäiriöissä tai muissa poikkeustilanteissa puhdistamon vedet voidaan johtaa varoaltaan kautta eteenpäin.

Toinen lampien käyttötarkoitus voi olla lammen toimiminen **kelluvien makrofyyttien** lampena. Nämä lammet voi tunnistaa kasveista, jotka kelluvat lehtiensä avulla lammen pinnan tuntumassa. Kasvien juuret ovat pinnan alla ja keräävät ravinteita ohi kulkeutuvasta vedestä. Yleisimmät kelluvat kasvit ovat vesihyasintit (*Eichhornia*- lajit), limaskat (*Lemna*- lajit), kaislat (*Cyperus*- lajit) ja eräät *Pistia*- lajit. Kasvit varjostavat veden pintaa ja rajoittavat sillä tavoin levien ja niistä syntyvän orgaanisen aineen muodostumista. Levien vähentyminen heikentää kuitenkin lammen desinfioivaa vaikutusta, jonka vuoksi tällaisia systeemejä tulisi olla vasta puhdistusprosessin lopussa. (IRC 2004)

Eräs lampien ratkaisu kehitettiin Kalifornian yliopiston koekentillä 1996. Sen nimeksi valittiin kehittynyt **integroitu lammikkosysteemi** AIPS. Tämä systeemi vaatii vähintään neljä sarjaan laitettua lammikkoa, jotka erikoistuvat hieman eri tehtäviin. Systeemi muistuttaakin paljon tavallista jäteveden puhdistuslaitosta. Systeemissä olevia tavallisen puhdistamon kanssa yhtäläisiä prosesseja ovat ensisijainen laskeutus, flotaatio, fermentaatio, ilmastus, toinen laskeutus, ravinteiden poisto, kiertävän veden varastointi ja lopullisen nesteen poisto. Kuvassa 7 on esitetty AIPS- systeemi kokonaisuudessaan (Green et al. 1996). Ensimmäinen lammikko on suuresti kuormitettu (high rate pond) lampi, joka poistaa suurimmaksi osaksi kiintoainetta. sen jälkeen sarjassa seuraa levien laskeuttamislampia ja lopullisen käsittelyn hoitaa maturaatiolampi. Alla olevassa kuvaan 7 on merkitty kaikki systeemiin kuuluvat osat.

Numeroiden selitteet

- | | | |
|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------|
| 1. Välppäys ja hiekanerotus | 8. Siipiras sekoitin | 15. Jakaja |
| 2. Jakaja | 9. Kuormitettu lammikko | 16. Kypsytyslammikko |
| 3. Fermentointi syvennykset | 10. Jakaja | 17. Vedenjakaja |
| 4. Metaanin hyötykäyttö | 11. Levän vajoamisallas | 18. Veden uudelleenkäyttö |
| 5. Fakultatiivinen lampi (AFP) | 12. Levän laskeutumis lammet | 19. Ilmastus |
| 6. Hapetettu palautusvesi | 13. Laskeutuneen levän palautus | |
| 7. Vedenjako keskiosaan | 14. Levän hyödyntäminen | |



Kuva 7. Kehittynyt integroitu lammikkosysteemi (IRC 2004).

Lisäksi systeemin lammikot ovat erikoistuneet neljään eri tehtäväalueeseen. Systeemin ensimmäinen lammikko on tehostettu fakultatiivinen lampi. Lampi on kohtuullisen kuormitettu ja virtausnopeudet pidetään pieninä tehokkaan laskeutumisen saavuttamiseksi. Lammikon tehtävänä on käsitellä jäteveden haitta-aineita anaerobisesti ja aerobisesti sekä laskeuttaa liete altaan pohjalle. Tutkimusten mukaan lammikko voi toimia hyvin 17- 27 vuotta ilman yhtäkään pohjalietteen poistokertaa. Pohjalla tapahtuva metaanin muodostus nostaa kiintoainetta ilmakuplien avulla pintaan. Lammikko on syvä, jotta laskeutuneen kiintoaineen kulkeutuminen minimoitaisiin. (Green ym. 1996)

Systeemin toinen osa koostuu levälammista. Levälammikko on matalampi ja viipymäaika lammessa on lyhempi. Levät vastaavat lammessa ravinteiden poistosta ja liuenneen hapen tuottamisesta. Lampeen kertyy leväbiomassaa. Levien poistamisen kannalta systeemiin on hyvä sisällyttää levälampi hitaammalla virtauksella. Viipymän tulisi olla yksi tai kaksi päivää, jotta voidaan varmistaa 50 – 80 % levien poistuminen systeemistä. Laskeutuneet levät tulisi poistaa lammen pohjalta ajoittain, jotta ne eivät alkaisi vapauttaa ravinteita takaisin jäteveteen. Levien johdosta lammen pH nousee.

Systeemin kolmannen osan tehtävänä on levien poistaminen jäteveden joukosta pidentämällä altaan viipymäaika. Hitaassa virtauksessa levien laskeutuminen on tehokkaampaa. Levälammesta vesi johdetaan levien laskeutusaltaaseen. Leviä tulee poistaa ajoittain myös mekaanisesti.

Lemna **systeemit** ovat erä vaihtoehto lammille. Näitä systeemejä on käytössä maailmanlaajuisesti 150 jätevedenpuhdistamolla muun muassa Yhdysvalloissa. Lemna limaska (duckweed) systeemiä voidaan käyttää ilmastetun tai fakultatiivisen lammikon jäljessä. Systeemi koostuu kelluvasta verkosta/esteestä ja erotinosista. Verkko estää limaskan siirtymisen eteenpäin altaasta ja erotinosat parantavat järjestelmän hydrauliikkaa. Systeemin jäljessä voi olla desinfiointiyksikkö ja ilmastusyksikkö. Ilmastus on tärkeä, sillä limaskan alla vallitsee anaerobinen tila. Jotta Lemna systeemi toimisi kunnolla, täytyy limaskaa kerätä säännöllisin väliajoin. Kerätty limaskabiomassa voidaan kompostoida tai käyttää hyväksi maarakennuksessa. Taulukossa 10 on ilmoitettu tyypillinen Lemna-systeemin toimintatehokkuus. (WEF 2010, 273 - 275)

Taulukko 10. Lemna-systeemin keskimääräisiä poistotehokkuuksia.

Suure	Tulovirtaus	Ulosvirtaus
BOD [mg/l]	250 – 200	< 20 – 10
TSS [mg/l]	300 – 250	< 20 – 12
NH ₃ -N [mg/l]	50 – 10	< 8 – 2
Kokonaisfosfori [mg/l]	20 – 10	< 4 – 1

Kentuckyssa ja Louisianassa on käytössä **lammikon, sorapatja ja kosteikon yhdistelmä**. Siinä sorapeti auttaa nitrifikaation tapahtumisessa, lammikko denitrifikaatiossa ja kosteikko viipymäajan suhteen. Lammikko on prosessin ensimmäinen vaihe, jossa saavutetaan anaerobinen tila. Seuraavaksi jätevesi johdetaan hienon sorapatjan läpi kosteikolle. Patjan sora, yhdessä pintamikrobien kanssa, pystyy vastaamaan suureen hydrauliseen kuormaan. Sopiva kuorma tällaiselle systeemille on $4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$ ja sitä on käytetty haitallisen ammoniakkin poistoon jätevedestä. (WEF 2010, 274 - 276)

Kivisuodattimia on käytetty levien poistoon jätevedestä lammen jäljessä muun muassa Illinoisissa, Oregonissa, Kansasissa ja Uudessa - Seelannissa. Tässä systeemissä lammet huolehtivat puhdistuksesta, mutta kivisuodattimet minimoivat lampien yhteydessä tyypillisimmin tavattuja ongelmia, kuten levien poistoa systeemistä. Lammesta ulostuleva jätevesi johdetaan huokoisen kivipatjan läpi. Tällöin levät asettuvat kivien pinnoille. Kivisuodattimien etuna voidaan pitää halpoja rakennuskustannuksia ja yksinkertaista toimintaperiaatetta. On kuitenkin huomattava, että hajuongelmia saattaa esiintyä tällaisen ratkaisun yhteydessä. (WEF 2010, 268, 270)

4.5 Toteutettuja lammikkopuhdistamoiden sulkemistratkaisuja Suomessa

Lammikkopuhdistamoita on suljettu paljon viime vuosikymmeninä Suomessa, mutta niiden sulkemisesta ei ole tehty yleispätevää kirjallisuutta. Kaikki dokumentoitu tieto on sisällytetty ainoastaan lupa- ja suunnitteluasiakirjoihin. Tähän osioon olen koonnut muutamia erilaisia lammikkopuhdistamoiden sulkemistapauksia, jotka on jo toteutettu tai jotka ovat meneillään Suomessa. Tiedot on hankittu lupa- ja suunnitteluasiakirjoista ja puhelinhaastatteluista.

4.5.2 Yhteenveto Pohjois-Pohjanmaan suljetuista lammikkopuhdistamoista

Suomessa lampien lakkauttamisen yhteydessä jäljelle jääviä lampia on hyödynnetty usealla eri tavalla. Tähän kappaleeseen on koottu lyhyesti Oulun lähialueiden lammikkopuhdistamoiden käyttötarkoituksia ja sulkemistratkaisuja. Lammikkopuhdistamo Pyhännällä tyhjennettiin ja pohjaliete kompostoituihin. Entiseen esiselkeytysaltaaseen vastaanottaa puhdistamolle tulevat perunamäskit. Lammikot kuuluvat maisemointisuunnitelmaan ja ne tullaan maisemoimaan lähitulevaisuudessa. Kärämäellä entinen lammikkopuhdistamon toimintaa muutettiin ja nykyisin se toimii maakaatopaikkana ja täyttyy hiljalleen pois heitettävistä ylijäämämaista. Usea lampi on myös täytetty lähialueen ylijäämämailla. Utajärven vanha ilmastusallas toimii nykyisin jäteveden tasausaltaana. Iissä yksi lammikkopuhdistamon lammista jätettiin varoaltaaksi, toinen maisemalammeksi. Limingan lammet löysivät paikkansa puisto- ja vesialuesuunnitelmista ja niitä kunnostetaan suunnitelmien mukaiseksi.

4.5.3 Kuorevirran jätevedenpuhdistamon tapaus (Kiuruvesi)

Kiuruvedellä lammikkopuhdistamo otettiin käyttöön 1965- luvulla ja sen ensisijainen tehtävä oli puhdistaa lähialueen talousvesiä sekä meijeriteollisuuden jätevesiä. Lammikkopuhdistamoja oli kolme ja niiden yhteenlaskettu pinta-ala oli noin 2 ha. Lammikoista vesi johdettiin läheiseen järveen. Lammikot olivat noin 2 metriä syviä. Lammikot oli pääasiassa tarkoitettu BOD₇:n ja fosforin poistoon. Saostuskemikaalina laitoksella käytetään ferrosulfaattia. (Etelä-Suomen aluehallintoviraston Ympäristölupapäätös nro 95/04/2)

Lammikkopuhdistamosta luovuttiin sen vuoksi, että puhdistamon lupahdoissa vaadittiin jälkikäsitteystä vastaavan lammikon ohitus. Lampien toiminta oli lupapäätöksen mukaan vaikeuttanut lähialueen kalataloutta vapauttamalla ravinteita ja siten heikentämällä lähialueen vesistöjen happitilannetta. Lammikkopuhdistamoiden todettiin myös heikentävän jätevedenpuhdistamon puhdistustulosta erityisesti fosforin osalta. (Ympäristölupapäätös nro 95/04/2) Ennen sulkemista lammikot olivat olleet toiminnassa vajaa 40 vuotta. Sedimenttiä oli muodostunut lammikoihin noin 80 cm ja lammikoiden veden kerrottiin olevan kirkasta.

Lammikoista kaksi päätettiin täyttää ja yksi jätettiin käyttöön poikkeustilanteita varten. Lammikkoa on käytetty muun muassa puskurina öljyntorjunnassa. Jäljelle jääneet kaksi lammikkoa imuruopattiin ja saatu liete sekoitettiin maamassan kanssa. Lammet täytettiin ylijäämämailla ja maisemointiin käytettiin lietteen ja maamassan seosta. Lampien täyttöä on tehty jo kolmena vuotena ja se on osin vielä kesken. Lammikoiden täyttöä on hidastanut kohteen haastava sijainti saarella. Lammikoiden sulkemiskustannusten arvioitiin olevan noin 250 000 – 300 000 euroa. Lammikot korvattiin erillisellä jälkiselkeytysaltaalla, joka valmistui vuonna 2005.

Haastattelussa ilmeni, että lammikkopuhdistamosta oli pidetty. Se oli toiminut lintulampena ja poistanut fosforia ja typpeä hyvin. Lammen veden mainittiin olleen niin kirkasta, että pohja näkyi. Sedimentissä havaittiin olevan surviaisen toukkia, mikä viittaa sedimentin olleen käyttökelpoista ja hyvänlaatuista. Lammikkopuhdistamojen toiminnassa ainoat käyttöongelmat olivat ilmenneet valumavesien pääsystä lammikoihin. (Puhelinhaastattelu Paavo Pikkarainen, puhdistamovastaava 7.6.2012)

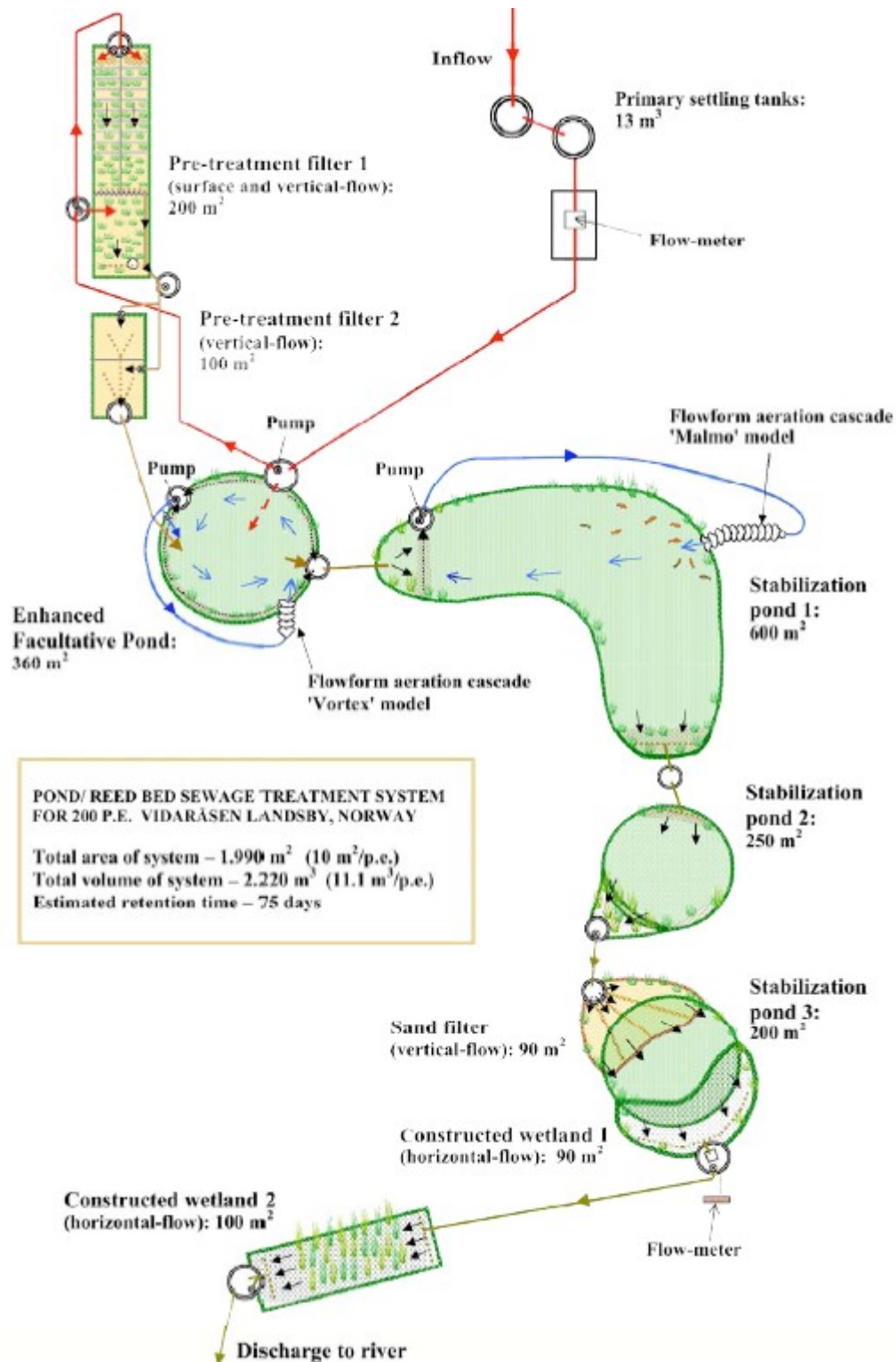
4.6 Lammikoiden ja kosteikkojen yhdistelmät

4.6.1 *Vidaråsen tapaus Norjassa*

Norjassa Vidaråsen paikkakunnalla toimii moniosainen lammikoiden ja kosteikkojen yhdistelmä, jonka avulla voidaan tuottaa uimaveden laatukriteerit täyttävää jätevettä ympäri vuoden. Systeemi toimii itsenäisenä ilman jätevedenpuhdistamo.

Norjalainen järjestelmä koostuu kuudesta eri vaiheesta. Aluksi jätevesi johdetaan esiselkeytys altaisiin. Altaiden jälkeen vesi johdetaan pystysuoran virtauksen kosteikoille, joka toimii jäteveden esisuodattimena. Ensimmäinen esisuodatin koostuu 30 cm hiekkakerroksesta, jota seuraa 30 cm lajiteltu sora (5-8 mm, 11 - 16 mm). Sen toimintaa ohjataan pumpulla, joka jakaa jätevettä ajoittain suodattimen pinnalle. Seuraava esisuodatin toimii gravitaation voimin, mutta muuten vastaavalla tavalla kuin aiempi. Hiekkaa on 50 cm ennen 30 cm sorakerrosta. Hydraulinen kuorma on 30 cm/d. Esisuodattimen hydraulinen kuorma on 15 cm/d. Kummassakin tapauksessa suodattimen pohjalle on asennettu ilmastusputket. Lisäksi jälkimmäisin suodattimista on peitetty 30 cm oljilla jäätymisen välttämiseksi. (Browne et al. 2005)

Kosteikkojen jälkeen seuraava yksikkö on tehostettu fakultatiivinen lammikko (EFP). Lammikko on ympyrän muotoinen ja sen pohjalla on 1 m syvä ja 3 m laaja mekaaninen pyörreselkeytin, joka pyörii pohjan ympäri erottaen pohjalle muodostuvaa lietettä jätevedestä. Lammen keskellä on neliön muotoinen ja 5 m syvyinen alue, joka mädättää pohjalietettä. Mekaanisen suodattimen yhteyteen on asennettu ilmastusputket. Tasausaltaita systeemissä on kolme. Kahteen jälkimmäiseen altaaseen on asennettu sorasuodattimet sekä ulos- että sisääntulojen yhteyteen. Suodattimien avulla vähennetään lammissa tapahtuvaa levänkasvua ja tehostetaan virtauksen tasaista jakautumista. Lopullisen puhdistuksen jätevesi saa virtaamalla hiekkasuodattimen kautta rakennetun vaakasuoran virtauksen kosteikon läpi. Järjestelmä kokonaisuudessaan on esitetty kuvassa 8. (Browne et al. 2005)



Kuva 8. Vidaråsen systeemi Norjassa (Browne et al. 2005).

Talviaikaan järjestelmän keskimääräiset puhdistustehokkuudet olivat fosforille 89 %, typelle 68 % ja orgaaniselle kokonaishiilelle (TOC) 76 %. Viiden vuoden jälkeen mitatut keskimääräiset poistumat/reduktiot olivat korkeat: fosforille 96 %, typelle 92 % ja orgaaniselle kokonaishiilelle 94 %. (Browne et al. 2005)

4.6.2 Lammikon ja kosteikon puhdistustehojen vertailu

Maturaatio eli kypsymlammen ja rakennetun kosteikon eroja on vertailtu samankokoisten koekenttien avulla Uudessa Seelannissa. Vertailtavia systeemejä ennen on ollut kahden lammen muodostama APS- järjestelmä, joiden viimeisenä osana vertailun kypsytyislampi ja kosteikko ovat toimineet. APS- lammikkopuhdistamossa puhdistus tapahtuu kuormitettujen levälampien avulla. (Tanner et al. 2005)

Tehdyissä tutkimuksissa ei havaittu juuri eroja puhdistustuloksessa kosteikon ja kypsytyslammen suhteen. Haitta-aineiden puhdistumismekanismit ovat hieman erit. Maturaatiolammet tarjosivat pinta-alaansa nähden pitemmän teoreettisen viipymääjan. Kosteikko tarjosi tasaisemman puhdistustuloksen läpi vuoden, mutta puhdistustehokkuuksissa ei tutkimuksissa ilmennyt suuria eroja ja poistumat haitta-aineille olivat varsin samansuuruiset. Desinfiointi tapahtui tutkimuskohteen lammessa paremmin, mutta kosteikko piti pH luvun tasaisempana. Kosteikkosysteemi myös reagoi hieman nopeammin sisääntulovirtauksen vaihteluihin kuin lampi. (Tanner et al. 2005)

5 Taivalkosken jätevedenpuhdistamo

5.1 Puhdistamon tiedot

Taivalkosken kunnan vesihuoltolaitos on perustettu vuonna 1959. Vesihuoltolaitoksen piiriin kuuluu noin 45 kilometriä vesijohtoverkkoa ja noin 41 kilometriä viemäriverkkoa. Jätevedenpuhdistamon lisäksi vesihuoltolaitoksen piiriin kuuluu myös yksi vedenottamo, jossa kolme erillistä kaivoa, kymmenen jäteveden pumppaamo sekä ylävesisäiliö. Jätevedenpuhdistamolla käsitellään Taivalkosken kunnan keskustaajaman asumajätevedet ja sekä haja-asutus alueelta kerättävät sakokaivolietteen.

Jätevesien käsittely on aloitettu 1960- luvulla lammikkopuhdistamoilla. Vuonna 1984 on otettu käyttöön kemiallinen puhdistus ja vuoden 2008 toukokuusta puhdistamolla on siirrytty biologis-kemialliseen käsittelyyn. Puhdistamon käsittelemä vesimäärä on kolmen viimeisimmän vuoden keskiarvon mukaan $185\,000\text{ m}^3/\text{v}$, joista lasketun veden määrä on neljän viimeisimmän vuoden keskiarvon mukaan noin $163\,000\text{ m}^3/\text{v}$. Vesihuoltolaitoksen piiriin kuuluu noin 600 kiinteistöä eli noin 2200 asukasta. (Siikaluoma 2011)

Nykyinen biologis-kemiallinen jätevedenpuhdistamo koostuu yhdeksästä prosessiyksiköstä. Aluksi jätevesi ohjataan tulopumppaamon kautta porrasvälppiin ja hiekanerotukseen. Hiekanerotuksen jälkeen vedet johdetaan etuselkeytykseen ja niistä biorootoreihin. Biologisen puhdistuksen jälkeen jätevesi ohjataan pikasekoittimen kautta flokkausaltaisiin, josta jätevesi sitten johdetaan jälkiselkeytysaltaaseen. Puhdistamon prosessikaavio on esitetty liitteessä 1. Puhdistamon perus- prosessiyksikköjen lisäksi puhdistamolla on käytössä karkeammat porrasvälpät ja sakokaivolietteen vastaanotto yksikkö. Jäteveden puhdistuksessa muodostunut liete ohjataan lietteen sakeutusaltaaseen. Sakeutettu liete kuivataan ruuvikuivaimella ja kuivattu liete siirretään ulos ja kompostoidaan. Puhdistamolla käsitellyt jätevedet johdetaan lammikoiden kautta Iijokeen kuvan 9 mukaisesti. Fosforin saostuskemikaali on rautapitoinen alumiinisulfaatti (AVR). Taivalkosken jäteveden keskimääräinen jätevesivirtaama oli vuonna 2011 noin $522\text{ m}^3/\text{d}$. (Siikaluoma 2011)

Jätevedenpuhdistamon keskimääräinen puhdistusteho laitosuudistuksen jälkeen on ollut biologisen hapenkulutuksen osalta 96 %, kokonaisfosforin osalta 98 %, kokonaistypen osalta 37 % ja kiintoaineen kohdalla 96 %. (Pöyry 2012)

Taivalkosken jätevedenpuhdistamon mitoitusarvot on esitetty taulukossa 11. Taivalkosken puhdistamon keskimääräinen kuormitus ja teho on esitetty taulukossa 12. (Pöyry 2012, VHO 04/0353/3)

Taulukko 11. Taivalkosken jätevedenpuhdistamon mitoitus- ja kuormitusarvot.

Mitoitussuure	Mitoitusarvot	Kuormitusarvo
Keskimääräinen virtaama Q	630 m ³ /d	45 m ³ /h, 22 m ³ /h*
Maksimi Q	1900 m ³ /d	90 m ³ /h
BOD ₇	230 kg/d	365 mg/l
Kokonaisfosfori	8 kg/d	13 mg/l
Kokonaistyyppi	48 kg/d	76 mg/l
Kiintoaine	330 kg/d	524 mg/l

* Kuormitusarvo vuosittaisen keskimääräisen mitatun virtaaman arvosta laskettuna ($Q_{ka} = 522 \text{ m}^3/\text{d}$).

Taulukko 12. Pöyryn päästötarkkailun kokoamat kuormitus- ja tehoarvot Taivalkosken jätevedenpuhdistamolle (Pöyry 2012).

Tarkk. vuosi	BOD ₇					Kok.P				
	Tuleva		Käsitelty		Teho %	Tuleva		Käsitelty		Teho %
	kg/d	avl	kg/d	avl		kg/d	avl	kg/d	avl	
2002	216	3 086	22	314	90	7,7	1 925	0,14	35	98
2003	364	5 200	21	300	94	6,5	1 625	0,28	70	96
2004	128	1 829	18	257	86	6,0	1 500	0,13	33	98
2005	156	2 229	18	257	88	6,9	1 725	0,09	23	99
2006	131	1 871	24	343	82	6,2	1 550	0,11	28	98
2007	144	2 057	14	200	90	6,6	1 650	0,06	15	99
2008	114	1 629	3,3	47	97	5,9	1 468	0,06	15	99
2009	166	2 371	3,2	46	98	5,9	1 475	0,08	20	99
2010	100	1 429	3,4	49	97	4,1	1 025	0,13	33	97
2011	101	1 443	7,1	101	93	3,9	975	0,08	20	98

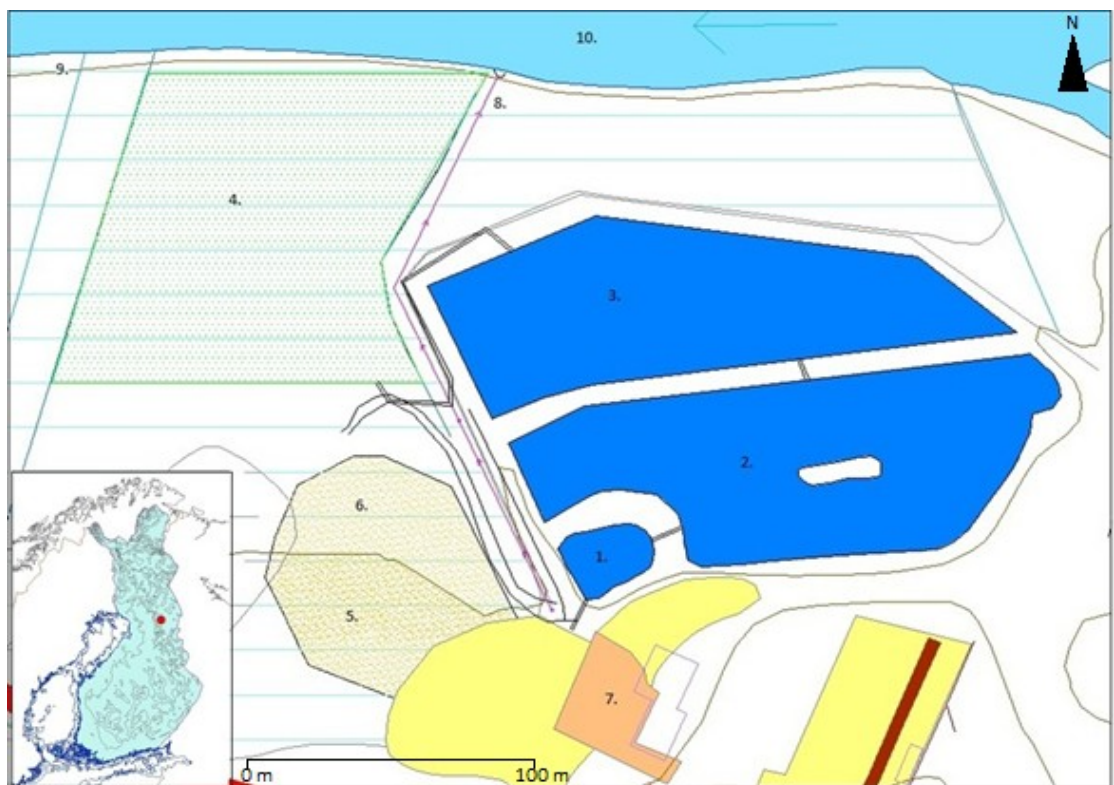
Tarkk. vuosi	Kok.N					Kiintoaine				
	Tuleva		Käsitelty		Teho %	Tuleva		Käsitelty		Teho %
	kg/d	avl	kg/d	avl		kg/d	avl	kg/d	avl	
2002	39	2 600	29	1 933	26	287	2 733	11	105	96
2003	41	2 733	28	1 867	33	669	6 371	12	114	98
2004	36	2 400	26	1 733	27	115	1 095	8,8	84	92
2005	43	2 867	29	1 933	32	184	1 752	7,4	70	96
2006	38	2 533	32	2 133	17	122	1 162	7,6	72	94
2007	40	2 667	27	1 800	31	156	1 486	3,7	35	98
2008	37	2 453	23	1 513	38	205	1 952	1,3	12	99
2009	36	2 400	20	1 333	44	238	2 267	2,7	26	99
2010	27	1 800	20	1 333	26	127	1 210	3,4	32	97
2011	25	1 667	15	1 007	39	113	1 076	11,5	110	90

AVL:n laskentaperusteet (g/as d): BOD₇ 70, kok.P 4, kok.N 15, kiintoaine 105.

Kesän ja syksyn 2011 aikana Taivalkosken kunnan jätevedenpuhdistamon prosessin jälkikäsitellyn veden laatu on heikentynyt lammikkopuhdistamoilla. BOD- pitoisuudet ovat ylittäneet ympäristöluvan asettamat rajat kahden näytteenottokerran yhteydessä. Silmämääräisesti on myös todettu, että lammikoiden vesi on ollut kesäaikaan vihertävää. Lammikot ovat olleet käytössä yli 40 vuotta ja niiden tilan selvittäminen on tarpeellista. Lisäksi jätevedenpuhdistamon ympäristöluva tulee tarkistettavaksi vuoden 2013 loppuun mennessä ja seuraavan luvan yhteydessä on esitetty lammikoiden korvaamista jälkivalutuskentällä.

5.2 Tutkimusalue

Taivalkosken puhdistamoalue koostuu biologis- kemiallisesta jätevedenpuhdistamosta, kolmesta fakultatiivisesta lammesta, kompostointikentästä sekä lumenläjitysalue. Puhdistamon alue kokonaisuudessaan on esitetty kuvassa 9. Kuva on tehty AutoCAD- ja ArcGIS- ohjelmilla. Suunnitellulle kosteikolle varattu alue on esitetty kuvan 9 kartassa vihreänä alueena. Iijoen varteen puhdistamon pohjoispuolelle on rakennettu lintujen tarkkailureitti.



Kuva 9. Taivalkosken puhdistamoalue (1 - 3. Lammikot, 4. Kosteikko, 5. Kompostointikentät, 6. Lumen läjitysalue, 7. Puhdistamo pihoineen, 8. Purkuputki, 9. Lintujen tarkkailureitti, 10. Iijoki).

Nykyisellään jätevedet ohjataan puhdistamolta lammikoiden kautta Iijokeen. Lammikot ovat toimineet jäteveden puhdistuksessa 1965-luvulta lähtien. Tällä hetkellä lammikoita on kolme. Lammista ensimmäinen ja pienin on liki täysin sedimentoitunut ja vesisyvyys on noin 10 – 20 cm. Toinen allas on puoliksi sedimentoitunut ja sedimentin paksuus viimeisen altaan vesisyvyydestä on noin kolmanneksen luokkaa. Lietteen kokonaismäärä ja veden määrä sekä lammen pinta-ala on esitetty taulukossa 13.

Taulukko 13. Lammikoiden lietetiedot.

Lampi	Pinta-ala [m ²]	Lietemäärä [m ³]	Vesimäärä [m ³]
1	700	300	300
2	10360	4900	6000
3	9400	2300	10200
Yhteensä	20 460	7500	16500

Alun perin lammikkopuhdistamo toimi 1960 - luvulla Taivalkosken kunnan talousjätevesien ainoana käsittelynä ennen Iijokeen johtamista. Lammikoiden päätehtävä tuolloin oli biologisen orgaanisen aineen sekä kiintoaineen poisto jätevedestä, ja tällaisiin tehtäviin lammikkopuhdistamoja usein käytettiin. Lammikoiden mitoitusperiaatteena käytettiin 10 m² asukasta kohden, jolloin lammikoiden pinta-alan mukaan lammikot soveltuvat noin 2000 asukkaan talousvesien hoitoon.

Silmämääräisessä tarkistuksessa alkukesästä vuonna 2011 todettiin, että lampien vesi on vihertävää. Myöhemmin syksyllä lampien vesi kirkastui. Lammikkopuhdistamon toiminta on heikentynyt ja niistä ollaan luopumassa. Nykyisessä ympäristöluvassa kyseiset lammet on esitetty poistettavaksi käytöstä (Hankintapäätös pöytäkirja 2011).

6 Tutkimusmateriaalit ja menetelmät

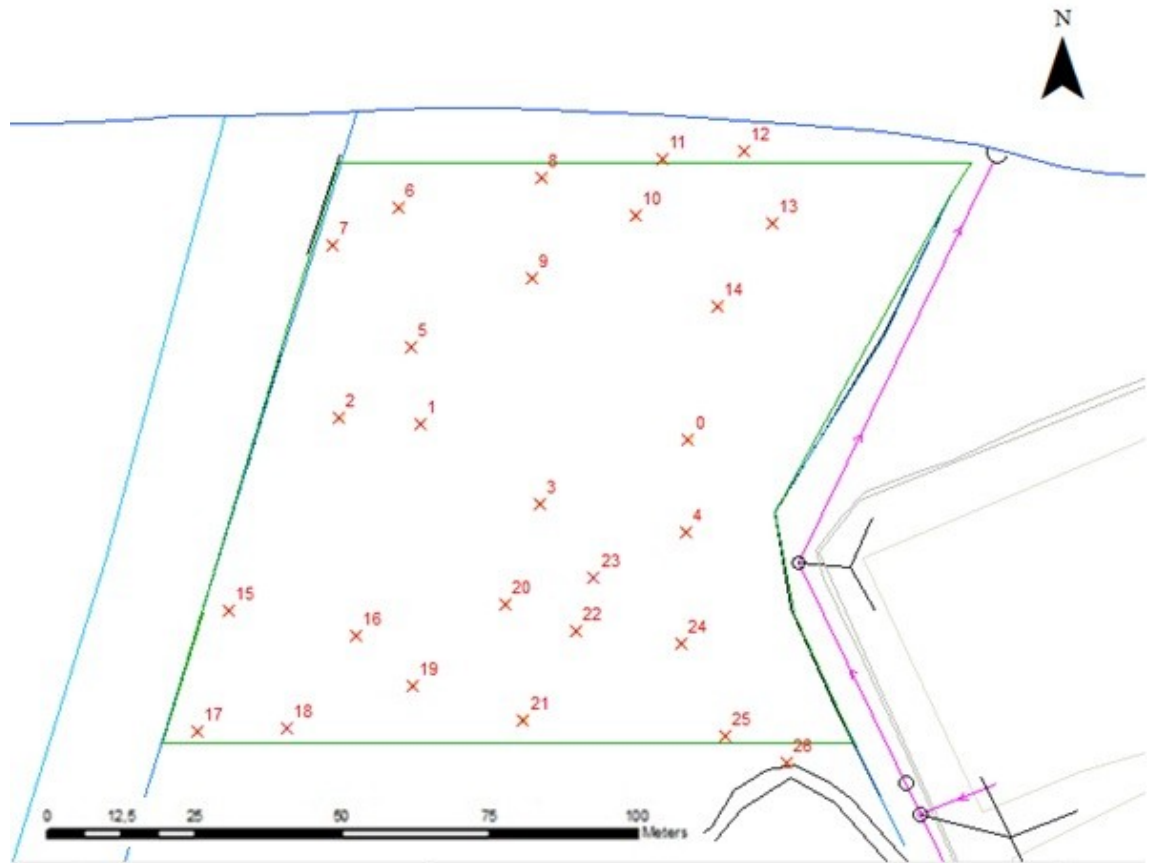
Diplomityöhön liittyvät kenttätutkimukset kosteikolle tehtiin aikavälillä 30.5 – 31.8.2012. Suunnitellun kosteikon kaltevuuden ja turvepaksuuden kenttämittaukset oli tehty ennen diplomityön aloittamista lokakuussa 25.10.2011. Laboratorioanalyysijä tehtiin sekä kesällä että alkusyksystä vuoden 2012 aikana. Lammikoista otettiin sedimenttinäytteet 1.6.2012. Tehostettua lammikkovesien tarkkailua tehtiin heinäkuusta marraskuun loppuun vuonna 2012. Happinäytteet talvisaikaan lammikoiden vedestä otettiin talven 2011 ja 2012 aikana. Tilastollinen analyysi lammikkopuhdistamon vedenlaatutarkkailutietojen perusteella tehtiin viimeisen 20 vuoden ajalta.

6.1 Kosteikon perustiedot

Kosteikon perustutkimus suoritettiin kesän 2012 aikana. Kentältä mitattiin hydraulinen johtavuus ja otettiin maanäytteitä turpeen huokoisuuden määrittämiseksi. Lisäksi kosteikon turpeen maatuneisuusaste selvitettiin ja kosteikolle tehtiin karkea kasvillisuuskartoitus. Kentän turvepaksuuden ja korkeustietojen mittauksen suoritti Taivalkosken kunnan tekniset palvelut lokakuussa 2011. Näytepisteiden sijainnit saatiin GPS- paikantimen avulla mittauspisteistä.

6.1.1 Kentän kaltevuus ja turvepaksuus

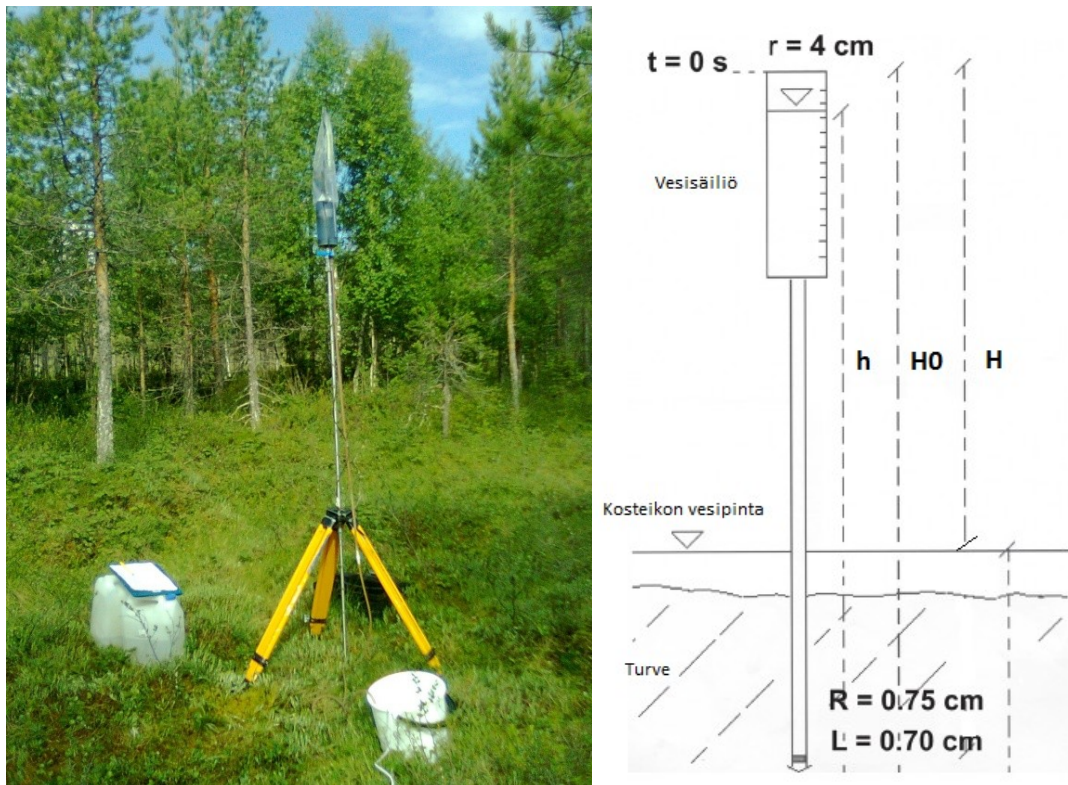
Taivalkosken kunnan Tekniset palvelut suoritti tulevan jälkikäsittelykentän turvepaksuuden mittauksen. Mittaajina toimivat mittamies Tuomo Käsmä ja puhdistamonhoitaja Ari Vanhala. Turvepaksuus määritettiin rassilla. Tulosten perusteella interpoloitiin ArcGIS 10 ohjelmalla havainnollistavat korkeuskäyrä- ja turvepaksuuskuvat. Ohjelman menetelmänä käytettiin Kriging – menetelmää, joka soveltuu hyvin maan geologian kuvaamiseen. Menetelmässä interpolaatiopinta muodostetaan pisteiden arvojen ja etäisyyksien avulla (Childs 2004). Kuvassa 10 on esitetty turvepaksuuden mittauspaikat kosteikolla punaisina rasteina järjestysnumeroin. Lisäksi kuvaan on merkitty suunnitellun kosteikon rajat vihreällä viivalla.



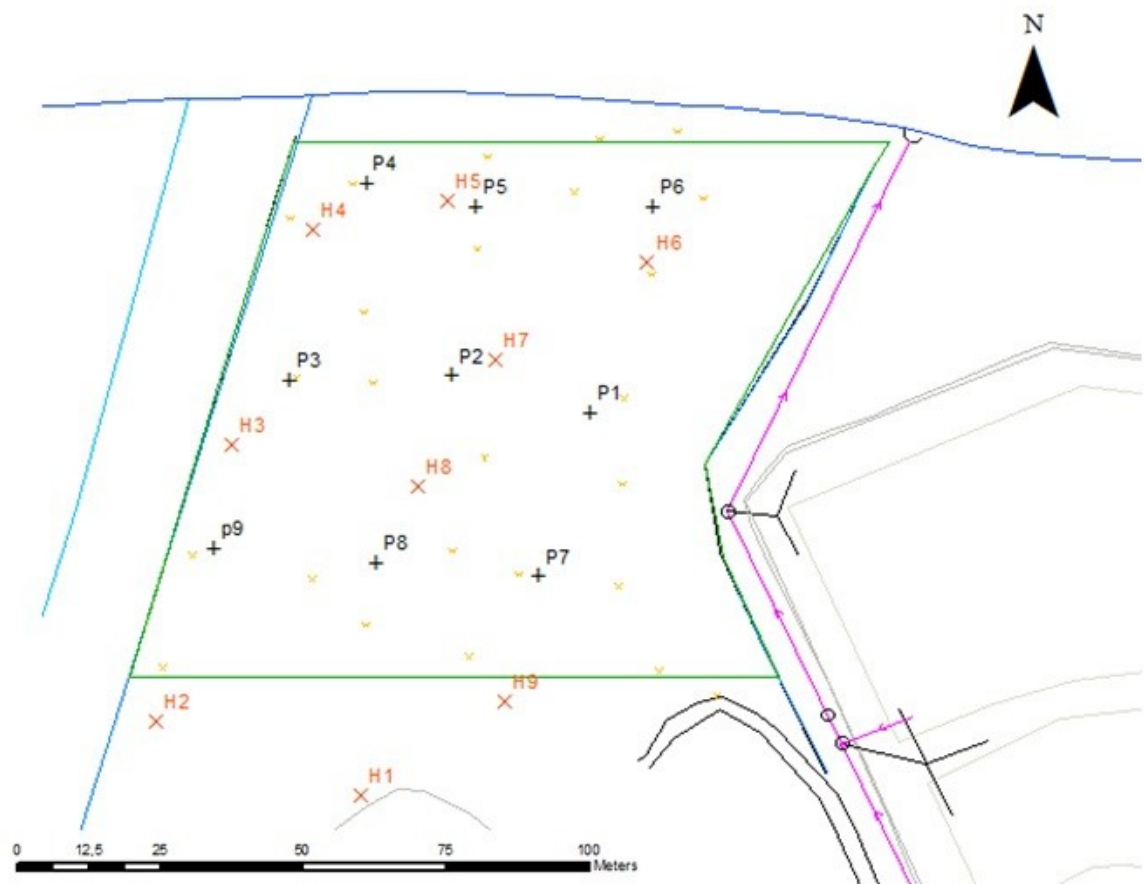
Kuva 10. Turvepaksuuden näytteenottopisteet.

6.1.2 Hydraulinen johtavuus

Hydraulinen vedenjohtavuus mitattiin muuttuvapaineisella infiltrometrillä. Infiltrometrillä voi mitata kyllästyneen tilan vedenjohtavuuksia. Menetelmässä vettä johdettiin maahan tunnetulta painekorkeudelta ja mitattiin aikaa, joka vedeltä kesti imeytyä maahan. Näytteet otettiin 20 cm välein 60 cm asti eri puolilta kenttää (kuva 11).



Kuva 11. Infiltrometrimittaukset Taivalkosken kosteikolla kesällä 2012 (Arola M.).



Kuva 12. Hydraulisen johtavuuden ja huokoisuusmittausten näytepisteet kohdealueella.

Mittalaitteen ja Omnilog- tietokoneohjelman avulla mitattiin veden alenema yläpuolisessa säiliössä ajan suhteen. Reiästä turpeeseen purkautuva vesimäärä on suoraan verrannollinen hydrauliseen potentiaaliin ja vesisäiliön pinta-alaan. Alla on esitetty kaava 9 aiheesta. (Ronkanen ja Klöve 2005, Hvorslev 1951)

$$q(t) = \pi r^2 \frac{\partial h}{\partial t} = fK(H - h) \quad (9)$$

, missä

$q(t)$ on virtaus ulos ajan suhteen [m/s]

r vesisäiliön säde [cm]

h vesipinnan korkeus mittaushetkellä t [cm]

t aika [s]

f pietsometrinen korjauskerroin

K hydraulinen johtavuus [cm/s]

H vesipinnan korkeus mittauspisteessä hetkellä $t=0$ [cm]

Pietsometrinen korjauskerroin riippuu käytetystä infiltrometristä sekä maalajista. Kerroin saadaan kalibroimalla laite mittaamalla aluksi hydraulinen johtavuus jollain toisella menetelmällä. Sen jälkeen arvioidaan f :n arvo, jolla saadaan infiltrometrin antama johtavuus. (Ronkanen ja Klöve 2005, Hvorslev 1951)

Kaavan uudelleen järjestämisen ja integroinnin jälkeen saadaan

$$h' + \frac{fK}{\pi r^2} h = \frac{fK}{\pi r^2} H \quad (10)$$

Tästä saadaan integroivan tekijän menetelmällä ratkaistuksi yhtälö

$$h = H + Ce^{\frac{-fK}{\pi r^2} t} \quad (11)$$

Alkuehtojen $h(0) = H_0$ ja $t = 0$ avulla saadaan ratkaistuksi alla oleva yhtälö

$$\frac{(h - H)}{(H_0 - H)} = e^{\frac{-fK}{\pi^2} t} \quad (12)$$

, missä H_0 on vesipintojen korkeusero

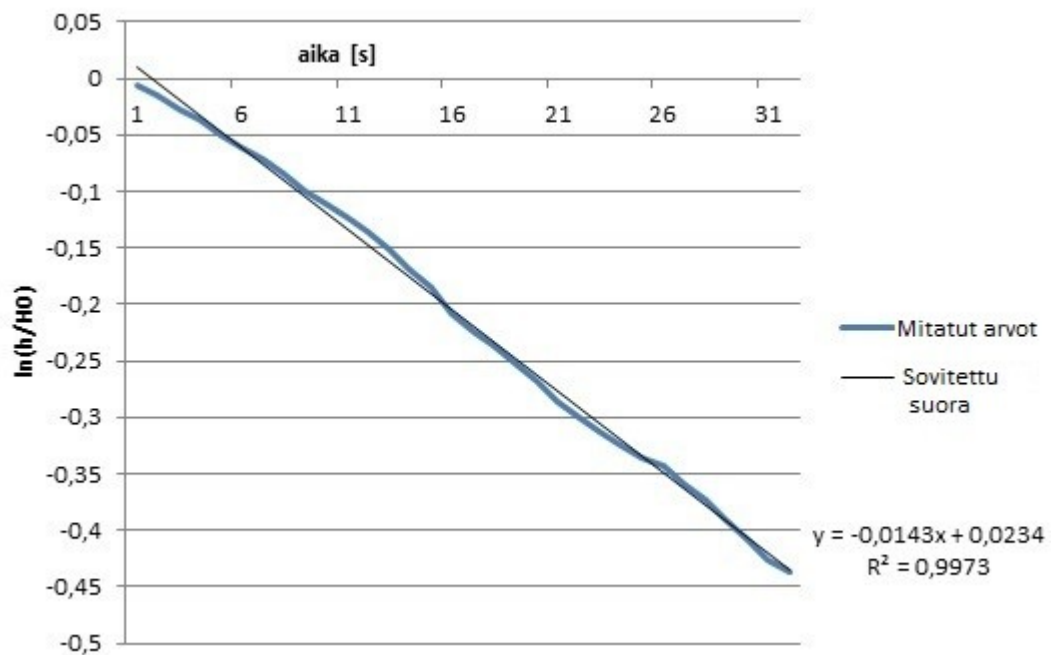
Tämän jälkeen kaavasta otetaan luonnollinen logaritmi, jolloin yhtälöstä saadaan

$$\ln\left(\frac{h - H}{H_0 - H}\right) = \frac{-fK}{\pi^2} t \quad (13)$$

Piirrettäessä vedenpinnan korkeuden lasku mittaussäiliössä ajan funktiona puolilogaritmiseen koordinaatistoon, saadaan suora, jonka kulmakerroin a on

$$a = \frac{-fK}{\pi^2} \quad (14)$$

Kuvassa 13 on esitetty infiltrometrillä saadut mittaustulokset sinisellä viivalla yhdessä mittauspisteessä. Näitä mittaustuloksia on sovitettu suoran yhtälöön ja tämän sovituksen avulla saadaan määritettyä kulmakerroin a mittauspisteelle 7, 60 senttimetrin syvyydeltä. Sovituksen hyvyttä eli teoreettisen suoran ja mittaustulosten vastaavuutta on arvioitu R^2 -kertoimella. R^2 - kertoimen arvon ollessa 1 mitatut ja teoreettiset arvot ovat täysin samansuuruiset.



Kuva 13. Mittauspisteen 7 hydraulinen johtavuus 60 cm syvyydellä.

Suoran kulmakertoimen avulla saadaan laskettua hydraulinen johtavuus K kaavalla

$$K = \frac{\pi r^2}{-f} a \quad (15)$$

Vedenjohtavuus on yleensä suurimmillaan turpeen ylemmässä kerroksessa, jossa siis tehokkain puhdistuskin tapahtuu. Veden virtausta turpeessa voidaan kuvata Darcyn lain avulla kaavassa 16.

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} = qA \quad (16)$$

,missä

Q on virtaama [m^3/s]

A virtauskerroksen pinta-ala [m^2]

dh/dl hydraulinen gradientti

q on Darcyn nopeus [m/s].

Huokoisuus vaikuttaa veden virtausnopeuteen turvekerroksessa. Huokoisuuden ja Darcyn nopeuden suhde on ilmoitettu alla olevassa kaavassa 17.

$$v = \frac{q}{n} \quad (17)$$

, missä

v on veden virtausnopeus [m/s]

n huokoisuus.

Virtausaika turpeessa saadaan laskettua kaavalla

$$t = \frac{V}{Q} \quad (18)$$

, missä V on huokostilavuus turpeessa [m³].

Mittausten lisäksi veden virtausta ja kulkeutumista kentällä havainnoitiin silmämääräisesti. Näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 12 P1-P9 merkein.

6.1.3 Huokoisuus

Huokoisuus määritettiin laboratoriossa. Näytteet saatiin kierrekairalla näytepisteestä. Näytteet siirrettiin välittömästi näytteenoton jälkeen tiiviisiin muovipusseihin, jotta näyte ei kuivu ennen punnitusta. Astia punnittiin (m_a) jäähtymisen jälkeen. Astiaan punnittiin tunnettu määrä näytettä ja kuivattiin ensin 24 h 70 asteessa. Sen jälkeen näytteet punnittiin seuraavana päivänä ja näytteiden annettiin olla uunissa 70 asteessa viikonlopun yli eli noin 100 h. Näytteet punnittiin uudelleen. Lopuksi uunin lämpötilaa nostettiin 105 asteeseen ja näytteiden annettiin olla uunissa yön yli (12 h). Viimeinen punnitus suoritettiin seuraavan päivän aamuna. Näytteitä jäähdytettiin hetki ja sen jälkeen ne punnittiin (m_c).

Vesipitoisuus voidaan sen jälkeen laskea kaavalla

$$w = \left[\frac{(m_b - m_c)}{(m_b - m_a)} \right] \cdot z \quad (19)$$

, missä

w on vesipitoisuus [m-%, g/kg]

m_a upokkaan paino [g]

m_b märän näytteen ja upokkaan paino [g]

m_c kuivatun näytteen ja upokkaan paino [g]

z = 100 (jos yksikkö on m- %)

z = 1000 (jos yksikkö on g/kg)

Vastaavasti kuiva-ainepitoisuus saadaan kaavalla

$$W_{dr} = \left[\frac{(m_c - m_a)}{(m_b - m_a)} \right] \cdot z \quad (20)$$

,missä

W_{dr} on kuiva-ainepitoisuus [m - %, g/kg]

z = 100 (jos yksikkö on m - %), z = 1000 (jos yksikkö on g/kg).

Huokoisuutta määritettäessä näytteet kuivattiin kokonaan vastaavalla tavalla kuin vesipitoisuutta määritettäessä. Astioiden ja näytteiden lämpötilojen tasaamista eksikaattorissa ei tehty ennen punnitusta. Turpeen huokoisuus voidaan määrittää kaavalla

$$n = \frac{V_w}{V_d} \quad (21)$$

, missä

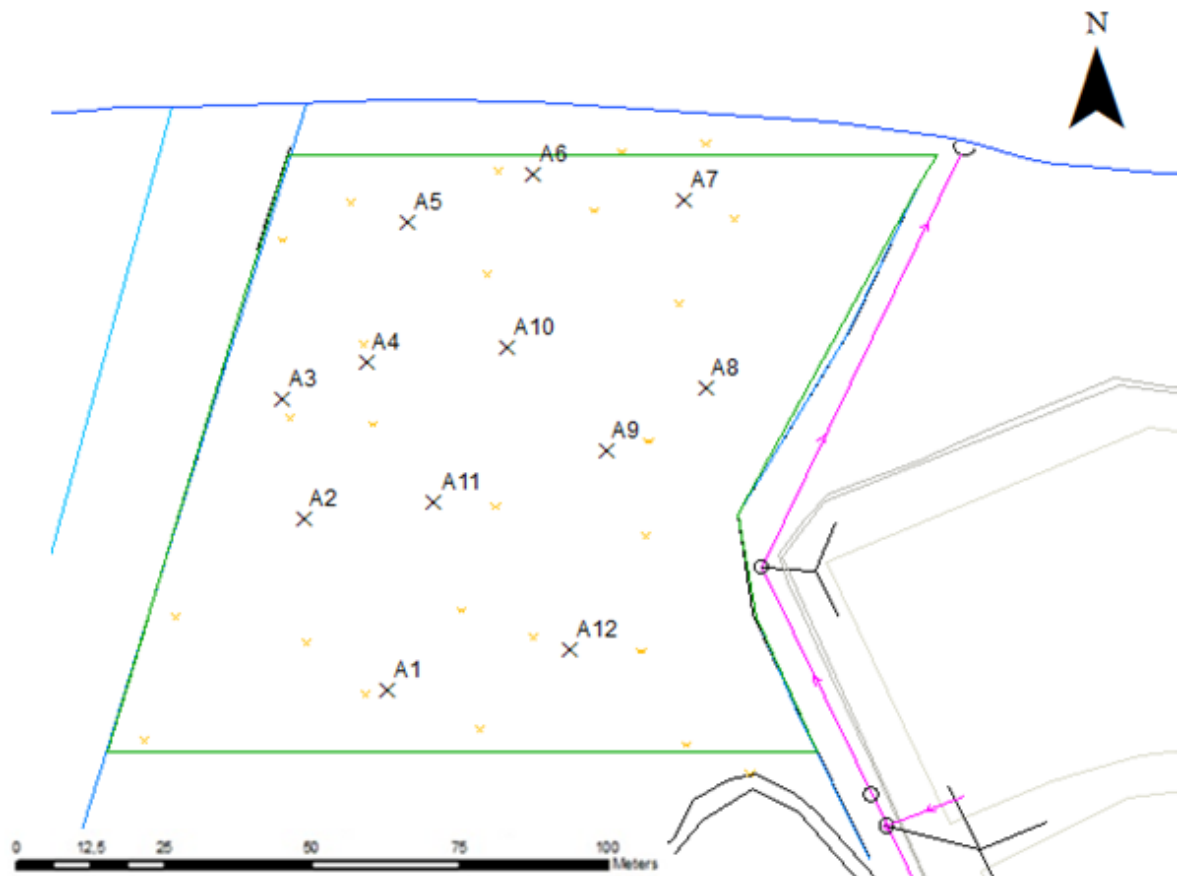
n on huokoisuus

V_w huokosveden tilavuus (m_b – m_c) [dm³]

V_d märän näytteen tilavuus [dm³].

6.1.4 Turpeen maatuneisuusaste ja kasvillisuus

Turpeen maatuneisuusaste määritettiin mittapisteistä ruotsalaisella von Postin menetelmällä. Von Postin menetelmän mukaan turve jaetaan luokkiin H1 – H10 maatuneisuuden mukaan. H1 tarkoittaa maatumatonta turvetta ja H10 täysin maatunutta. Maatuneisuus määritetään silmämääräisesti kun tuoretta turvetta puristetaan käsissä. Maatuneisuuden aste määräytyy turveveden värin ja sameuden, jäännösturpeen koostumuksen ja sen elastisuuden perusteella. (Päivänen 1973) Maatuneisuusnäytepisteet on esitetty kuvassa 14. Lisäksi suokasveista otettiin näytteet. Otetut näytteet prässättiin. Kasvilajit tunnistettiin MetsäVerkko – nimisen internet- sivuston suo-opaslajien kuvausten ja Suomen luonto - oppaan kasvikuvausten avulla. Mittauspisteet on merkitty karttakuvaan 14.



Kuva 14. Maatuneisuusmittauspisteet suunnitellulla pintavalutuskentältä.

6.2 Lampien tutkimukset

6.2.1 Happipitoisuudet talviaikaan

Lammista on mitattu talven 2011 - 2012 aikana happipitoisuuksia lammikkojen 2 ja 3 osalta. Happipitoisuudet on mitattu lammikon poistoputken päästä happimittarilla. Mittauksen on suorittanut puhdistamovastaava Veli Nylund.

6.2.2 Sedimenttinäytteet

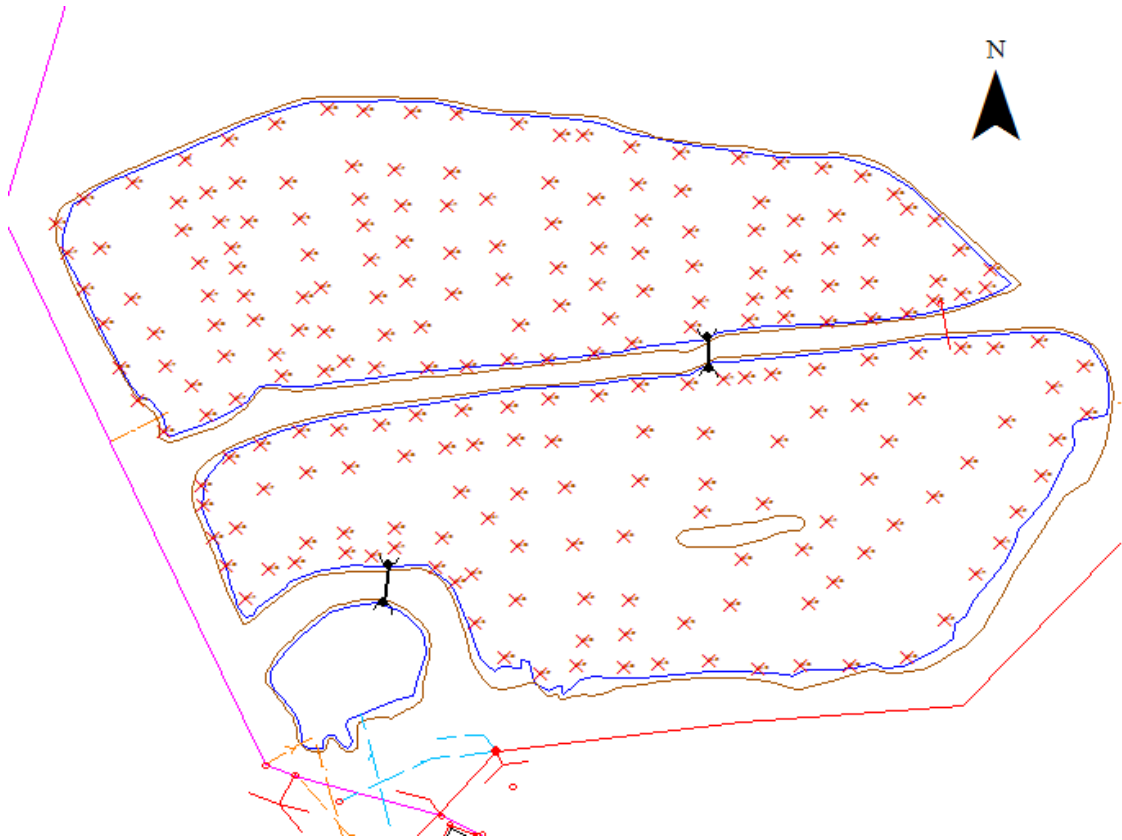
Sedimenttinäytteet on otettu 31.5.2012. Pohjasedimenttinäytteet otettiin sekä liete-kerroksen pinnalta että pohjalta. Ensimmäisestä ja matalimmasta lammesta sedimenttinäyte otettiin viipaloivalla sedimenttinäytteenottimella, kun taas lammikoiden 2 ja 3 vesisyvyyden vuoksi lietenäytteet otettiin venäläisellä suokairalla. Näytteiden otto suoritettiin Oulun ympäristötekniikan laboratorion ohjeiden mukaisesti. Lammesta 1 näyte otettiin lammen keskeltä, lammesta kaksi lammikon itäreunalta noin 5 metrin päästä reunaa ja lammen kolme osalta luoteisreunalta rannan läheltä. Lampien kaksi ja kolme osalta näytteet piti ottaa lähempää rannasta, koska suuri vesisyvyys häytti näytteenottoa lampien keskeltä. Näytteitä otettiin kaikista lammista yksi sekä pintalietteestä että pohjalietteestä. Näytteet laitettiin näytepulloihin ja toimitettiin analysoitavaksi Suomen Ympäristöpalvelu Oy:hyn.

6.2.3 Vesianalyysit

Lammista 2 ja 3 otetaan 6 kertaa vuodessa puhdistamon tarkkailuvelvoitteiden mukainen vesinäyte. Lammikoiden erojen selvittämiseksi tilattiin lisänäytteitä Pöyryltä eri lammista kesän ja syksyn 2012 aikana. Lampien redox- potentiaalit mitattiin vesinäytteistä 30.5.2012. Vesinäytteistä analysoitiin BOD_{7:n}, kokonaisfosforin, COD_{cr:n}, kiintoaineen ja typen eri muotojen pitoisuudet. Lisäksi jokaisen analyysin yhteydessä selvitettiin veden lämpötila, pH, veden sähkönjohtokyky, suodatettu alumiinin pitoisuus, happipitoisuus ja koliformisten bakteerien määrä.

6.2.4 Lietepaksuudet ja pohjan korkeus

Lietepaksuudet ja pohjan korkeudet merenpinnasta lampien osalta selvitti Taivalkosken kunnan tekniset palvelut syksyllä 2011. Karttakuva mittauspisteistä on esitetty kuvassa 15.



Kuva 15. Lietepaksuus- ja pohjankorkeusmittauksien mittauspaikat lammikoissa 2 ja 3.

6.2.5 Tilastollinen analyysi

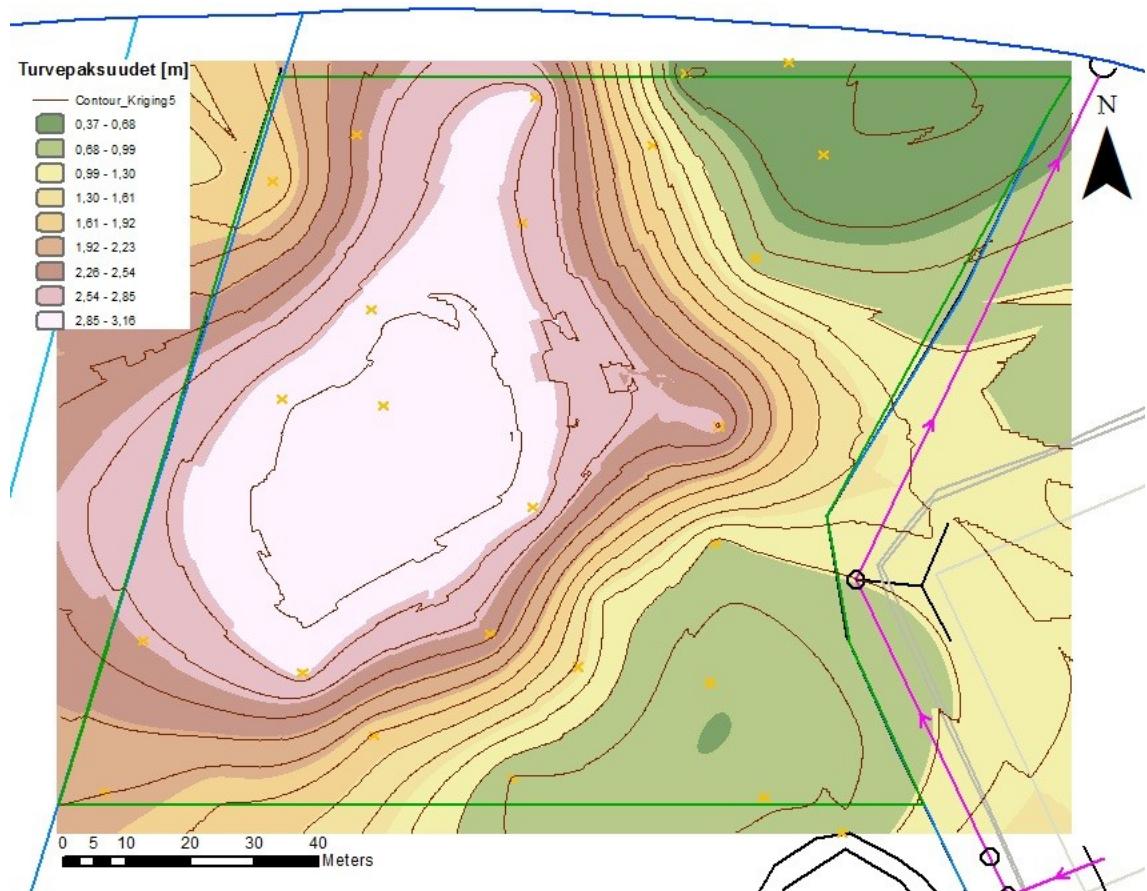
Lampien toiminta viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana analysoitiin tilastollisesti. Velvoitetarkkailun tiedoista luotiin Microsoft Excel- ohjelman avulla kuvaajia, joissa verrattiin lampien ja puhdistamon puhdistustuloksia. Tilastollisessa analyysissä luotiin kuvaajat viimeisen 20 vuoden toiminnalta lampien kohdalla. Erillinen tarkastelu tehtiin myös uudistuneen puhdistamon vesinäytteiden perusteella kuvaamaan nykyistä puhdistuksen tilaa. Tilastollisessa analyysissä tarkasteltiin myös lampien puhdistustehojen vaihtelua vuodenaikojen suhteen. Liitteissä 6,7,8 on vertailu puhdistamolta ja lammista lähtevän jäteveden ravinnepitoisuuksia typen, fosforin, hapen, BOD₇:n ja kiintoaineen suhteen eri analyysien suhteen.

7 Tulokset ja tulosten tarkastelu

7.1 Pintavalutuskenttään liittyvät tulokset

7.1.1 Kentän kaltevuus ja turvepaksuus

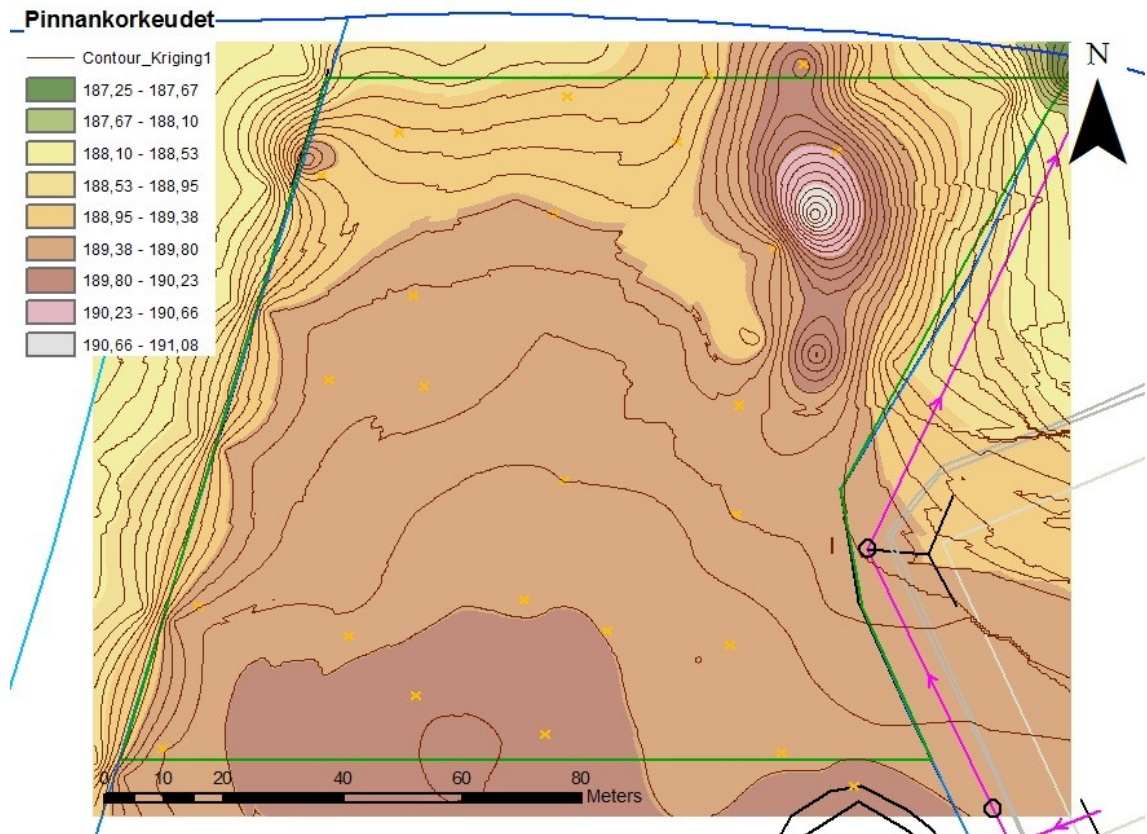
Suunniteltu kosteikkoalue on merkitty kuviin vihreillä reunoilla. Kosteikon pohjoisosaa rajaa Iijoki. Turvepaksuudet ja kentän kaltevuus on ilmoitettu kuvissa 13 ja 14. Turvepaksuuksien interpoloinnissa Kriging – menetelmä antoi parhaan tuloksen.



Kuva 16. Turvepaksuusmittausten tulokset suunnitellulla pintavalutuskentällä.

Kosteikon länsipuolella turvepaksuudet ovat suurimmat karttakuvaa 16 merkityllä valkoisella alueella. Suurimmaksi osaksi turvepaksuus kentällä on yli 1,5 metrin, eli turvetta on reilusti. Turvepaksuutta ajatellen heikoin kohta on kosteikon itäreunassa sekä pohjois- että eteläpuolella kartan vihreäksi merkityillä alueilla. Ohuimmillaan turvekerroksen paksuus on 0,4 m yksittäisessä mittauspisteessä. Turvepaksuuden minimiarvoksi on suositeltu 0,5 m, jotta varmistutaan, että johdetut jätevedet eivät joudu kosketuksiin turvekerroksen alaisen pohjamaan kanssa (Väyrynen 2008).

Pääosin kentän turvepaksuus on kuitenkin hyvä ja riittävä jätevesien johtamisen kannalta. Kosteikon itäreuna ojan läheisyydessä voi aiheuttaa oikovirtauksia kentälle. Kosteikon länsipuolella paksu sammalkerros peittää kosteikon pinnan kokonaan, mutta itäpuolella vesi nousee paikoitellen kosteikon pinnalle. Kosteikon itäpuoli korkean vesipinnan aikaan on melko vetinen.



Kuva 17. Suunnitellun pintavalutuskentän mitatut pinnankorkeuslukemat.

Kuvassa 17 on esitetty kosteikon maanpinnan korkeudet. Kosteikon koilliskulmassa on korkeampi saareke, jonka huippu on hieman yli 191 m merenpinnasta. Saarekkeen ympäristö on muutenkin jyrkempi. Saareketta lukuun ottamatta kosteikon korkeus yleisesti laskee etelästä pohjoiseen mentäessä ja tulevat vedet voidaan johtaa kosteikolle painovoiman avulla eikä pumppausta tarvita. Kosteikon reunoilla korkeus laskee reunaojien vuoksi. Kentän matalin kohta on saarekkeen takana Ijoen reunassa ojan ja purkuaukon läheisyydessä. Silmämääräisesti kosteikolla kävellessä saarekettä ei huomaa, sillä korkeuserot ovat verrattain pienet. Käytännössä vedet tulisi ohjata kosteikolla niin, että saarekkeen taakse ei johdettaisi jätevesiä, vaan ne johdettaisiin saarekkeen länsi-puolelta. Kosteikon joenpuoleinen itäreuna voitaisiin maisemoida muuhun ympäristöön sopivaksi.

Suunnitellun pintavalutuskentän korkeusero Etelä- ja Pohjoisreunan suhteen vaihtelee mittauspisteittäin 0,9 metristä 1,3 metriin. Keskimääräinen korkeusero on noin 1,1 m. Pintavalutuskenttien mitoitusohjeessa sopivaksi kaltevuudeksi kenttien suhteen on suositeltu alle 1 % kaltevuuskulmaa (Väyrynen 2008). Suunnitellun pintavalutuskentän keskimääräinen kaltevuus maanpinnan kaltevuutta mukaillen olisi siis 9 ‰ Etelä- ja Pohjoisreunan välillä. Kosteikon loppuosaan on tarkoitus rakentaa säädettävä kolmiopato. Säädettävän kolmiopadon avulla on mahdollista säätää poistopään vedenpinnan korkeutta sekä pintavalutuskentältä poistuvaa veden määrää. Kolmiopadosta voi myös tehdä sahalaitaisen, jolloin kolmiopadon hapetuskyky paranee hieman.

7.1.2 Hydraulinen johtavuus

Kosteikon hydrauliset johtavuudet on esitetty taulukossa 14 mitatuilta syvyyksiltä. Liitteessä 4 on esitetty kaikkien mitattujen pisteiden hydrauliset johtavuudet. Alueen pohjaveden pinta on mitattu olevan korkeudella 188,63 metriä merenpinnasta (N60-korkeusjärjestelmä). Pohjaveden pinta vaihteli suurimmassa osassa mittauspisteitä noin 30 - 40 senttimetrin syvyyksillä maanpintaan nähden. Yleisesti kosteikolla hydraulinen johtavuus on suurempi pinnan läheisissä kerroksissa ja syvemmälle mentäessä se pienenee.

Taulukko 14. Taivalkoskelle suunnitellun pintavalutuskentän mitatut hydrauliset johtavuudet (m/s) kolmella eri mittaussyvyydellä.

Syvyys [cm]	Maksimi	Keskiarvo	Minimi
20	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$9,9 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
40	$9,5 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$
60	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$8,9 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$

Mitatut suon hydrauliset johtavuudet vastaavat tyypillisiä suon hydraulisia johtavuuksia ja ovat samaa suuruusluokkaa kuin Komsansuon ja Rukan kosteikon johtavuudet (Ronkanen & Kløve 2005). Tyypillistä turvekerrokselle on, että pintakerroksessa vesi virtaa nopeammin ja veden virtaus hidastuu syvemmälle mentäessä. Tämä trendi on nähtävissä myös mitatuista hydraulisista johtavuuksista. Eri syvyyksien keskiarvoista nähdään kuitenkin, että hydraulinen johtavuus on kohtuullisen vakio eri kerroksissa eri puolilla kenttää. Eniten hydraulinen johtavuus vaihteli 60 senttimetrin syvyydellä maanpinnasta. Tätä syvemmällä hydraulisen johtavuuden arvot pienenevät ja veden kulku maa-
huokosissa hidastuu entisestään.

Hydraulisen johtavuuden mittaustuloksista ilmeni myös, että pintakerroksissa hydraulinen johtavuus voi olla huomattavasti suurempi kuin taulukossa 14 ilmoitettu maksimi arvo 20 senttimetrin syvyydellä. Tämä selittyy sillä, että pintakerroksessa veden kulkua ohjaavat myös vesikanavat ja kulku-urat. Syvemmällä yhdessä mittauspisteessä hydraulinen johtavuus oli kohtuullisen suuri, mikä voi selittyä myös kanavoitumisella tai sillä, että maahan muodostuva vedenpaine aukaisi uuden reitin huokoisen turpeen läpi. Kuvaan 18 on merkitty suokerroksien keskimääräiset lasketut veden virtausnopeudet ja huokoisuudet. Veden virtausnopeudet on laskettu kaavojen 16 ja 17 avulla hydraulisten johtavuuden ja huokoisuuden mittaustuloksien perusteella. Veden virtausnopeus on suurin pinta-kerroksessa, jossa huokoisuus on myös keskimääräisesti suurinta. Vedellä on eniten tilaa kulkea siellä.

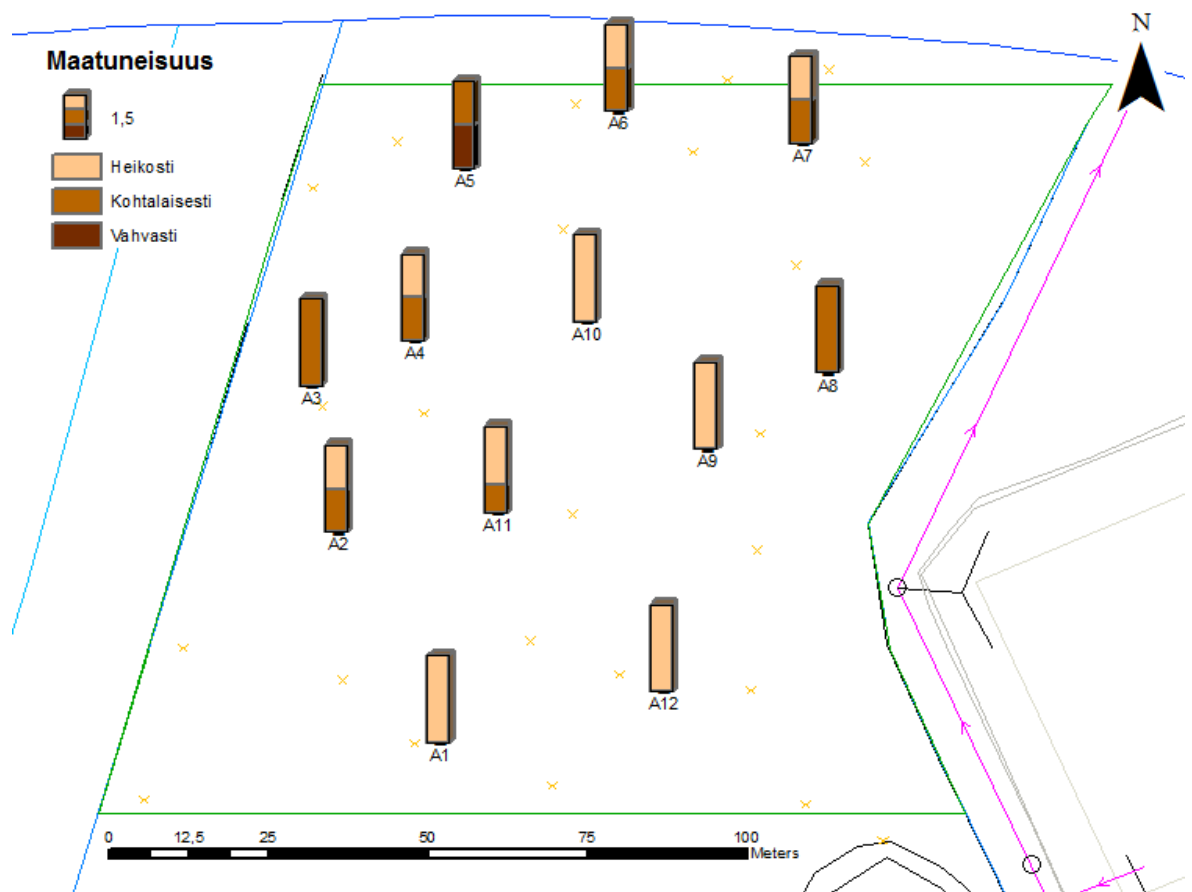
0	$v = 1,20 \cdot 10^{-5}$ $n = 81,5$
20	$v = 9,65 \cdot 10^{-6}$ $n = 78,3$
40	$v = 1,15 \cdot 10^{-5}$ $n = 78,1$
60	

Kuva 18. Suunnitellun pintavalutuskentän poikkileikkausprofiili huokoisuuden ja veden virtausnopeuden (m/s) suhteen tutkituilla syvyyksillä.

7.1.3 Turpeen maatuneisuusaste ja kasvillisuus

Suunnitellun pintavalutuskentän alue on metsittynyt rämesuo, jonka yleisin puulaji on mänty. Kohdealueen suolla yleisimpinä kasveina tavataan vaiveroa (*Chamaedaphne calyculata*), muurainta eli tutummalta nimeltään hillaa (*Rubus chamaemorus*), suokukkaa (*Andromeda polifolia*), juolukkaa (*Vaccinium uliginosum*), suopursua (*Ledum palustre*) ja rämerahkasammalta (*Sphagnum angustifolium*) sekä vaivaiskoivua (*Betula nana*) (Jyri Vuorinen et al. 2001 – 2002). Edellä mainitut kasvit ovat rämesoiden tunnusomaisia kasveja. Kohdealueen suotyyppi on opaskasvilajien perusteella räme. Muiden suotyyppien kasviedustajista kohde alueella tavataan korpimaille tyypillistä korpikarhunsammalta (*Polytrichum commune*) ja pohjoisille metsämaille tyypillistä variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*) (Laine 2000).

Tutkitun kosteikon maatuneisuusarvot vaihtelevat von Postin maatuneisuusluokkien H1-H7 välillä. Turpeen maatuneisuusasteet on esitetty kuvassa 19. Suositeltu pintavalutuskentän maatuneisuus on Von Postin asteikolla H1- H3 (Väyrynen 2008). Oheisessa kuvassa 19 maatuneisuusasteita H1 – H3 on kuvattu termillä heikosti maatunut. Kuvasta huomataan, että suurin osa suon turpeesta on suositellulla maatuneisuusasteella. Erityisesti kentän keskiosa on heikosti maatunutta. Kentän reunamilla turpeen maatuneisuusaste on kohtalaista, joka asteina Von Postin luokittelun mukaan tarkoittaa maatuneisuusasteita H4 – H6. Yhdessä kohtaa tarkkailupisteitä suon luoteisosassa turve on vahvasti maatunutta eli H7- H10. Tavallisesti jäteveden ja turvetuotannon pinta- valutuskenttien maatuneisuusasteet ovat vaihdelleet H1 – H6 välillä, ainakin Rukan ja Komsansuon tapauksissa (Ronkanen & Kløve 2005). Von Postin luokittelu on esitetty liitteessä 2. Mittaustulokset ja huomiot turpeen ominaisuuksista on esitetty liitteessä 3.



Kuva 19. Suunnitellun pintavalutuskentän maatuneisuustulokset.

7.1.4 Huokoisuus

Huokoisuusnäytteet otettiin 23.8.2012. Kierrekaira upotettiin halutulle syvyydelle ja näytteet otettiin kairan eri osista. Taulukkoon 15 on koottu näytepisteiden syvyydet ja huokoisuudet. Suunnitellun pintavalutuskentän keskimääräinen huokoisuus on mittauksien perusteella 79,4 %. Näytepisteen 8 kohdalla pintaturvetta ei ollut juurikaan muodostunut, joten näytettä ei saatu pintakerroksesta.

Taulukko 15. Turpeen huokoisuudet kahdella eri mittaussyvyydellä.

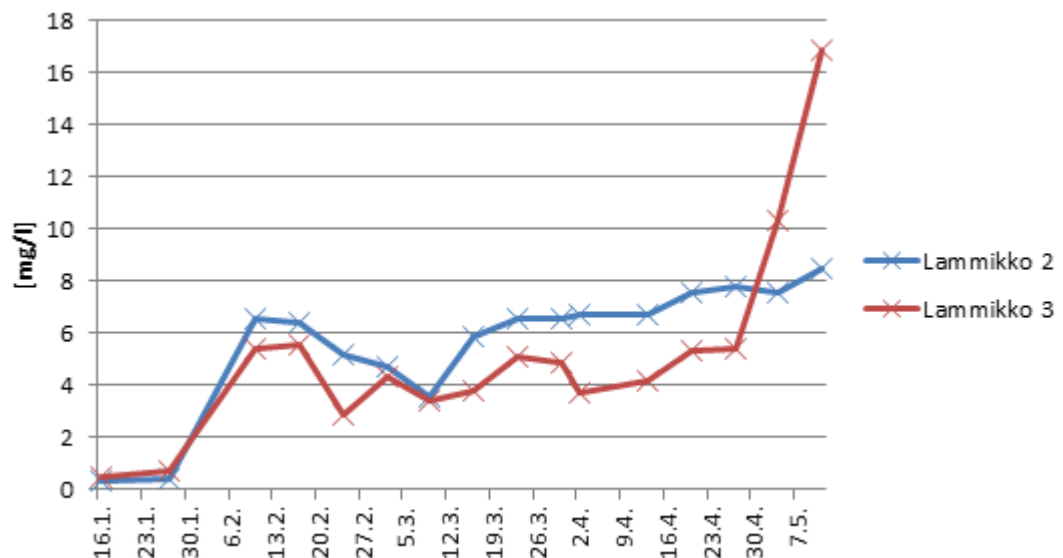
Näytepiste	Syvyys [cm]	Huokoisuus n [%]
H1	15	87,2
	30	76,8
H2	15	76,5
	30	72,6
H3	15	81,2
	30	75,1
H4	15	81,4
	30	78,1
H5	15	79,3
	30	75,9
H6	15	75,5
	30	66,9
H7	15	83,8
	30	81,3
H8	30	86,6
H9	15	84,8
	30	87,3

Huokoisuus ilmoittaa veden ja maa-aineksen suhteen turvemaassa. Huokoisuustuloksista nähdään, että tutkitun kosteikkoalueen huokoisuusarvot vastaavat tavallisen turvemaan arvoja. Kiintoaineen kuivapaino on kosteikolla suurimmillaan noin 35 % kokonaispainosta ja pienimmillään noin 13 %. Tuloksista nähdään, että syvemmälle mentäessä maan huokoisuus pienenee eli maa on tiiviimpää ja ilma- ja vesitilavuus turpeessa vähenevät.

7.2 Lampien tutkimustulokset

7.2.1 Vesiinäytteiden happipitoisuudet talviaikaan

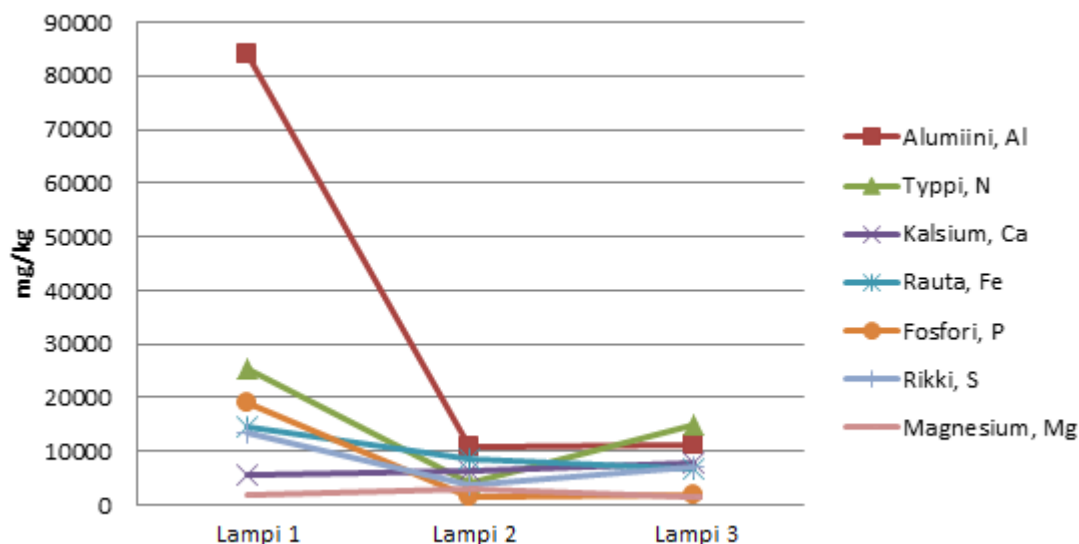
Lampien happipitoisuuksia mitattiin viime talven aikana lammista 2 ja 3. Happimittaustulokset on esitetty kuvassa 20. Pienimmästä lammesta happinäytteitä ei voitu ottaa matalan vedenpinnan ja jäätyneen vuoksi. Sydäntalvella tammikuussa lammikoiden happipitoisuus oli lähellä nollaa. Helmikuussa lampien happipitoisuudet nousivat ja loppupalven aikana lampien keskimääräinen happipitoisuus oli lammen kaksi osalta 5,7 mg/l ja lammen kolme osalta 5,15 mg/l. Tuloksista selviää, että sydäntalvea lukuun ottamatta happimäärät vaihtelevat pääosin 3 - 6 mg/l välillä.



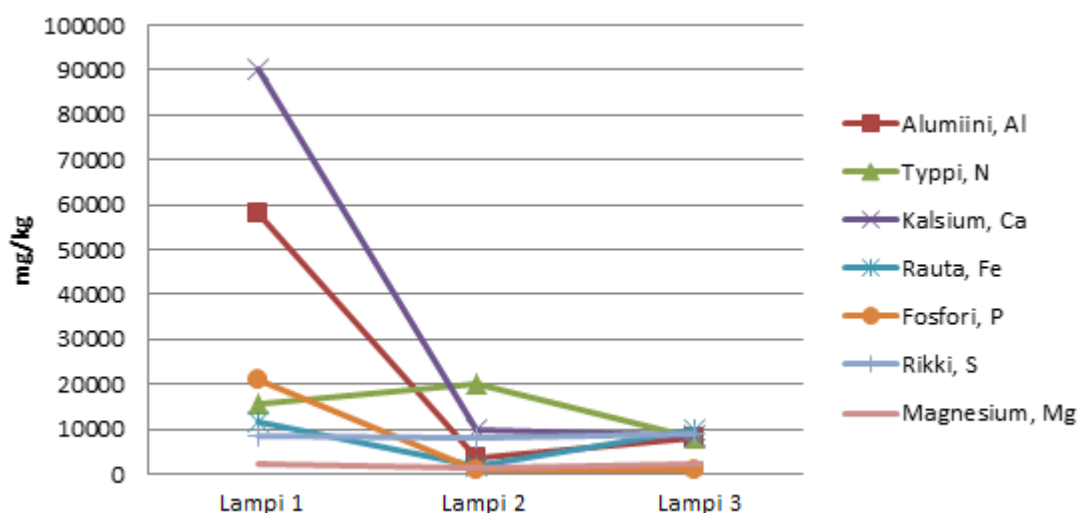
Kuva 20. Mitatut lampien 2 ja 3 happipitoisuudet talvella 2011 - 2012.

7.2.2 Sedimenttinäytteet

Kuvissa 18 ja 19 on esitetty otettujen sedimenttinäytteiden metalli- ja ravinnepitoisuudet lampien pohjasedimentissä. Sedimenttinäytteitä otettiin sekä pinta- että pohjasedimentistä. Pintasedimenttinäytteiden oletetaan edustavan lammikon nykyisen prosessin sedimentoitumis- ja pidättymistehokkuuksia kuvassa 21, kun taas pohjasedimenttitulosten oletetaan edustavan puhdistamon sedimenttiin imeytymistä aiempina vuosina ennen puhdistamon laajentumista (kuva 22). Sedimenttinäytteiden lammikkokohtaiset tulokset on esitetty liitteessä 5.



Kuva 21. Runsaimmin pitoisuuksin esiintyvät haitta-ainepitoisuudet mitatuissa pintasedimenttinäytteissä.



Kuva 22. Runsaimmin pitoisuuksin esiintyvät haitta-ainepitoisuudet mitatuissa pohjasedimenttinäytteissä.

Otettujen sedimenttitulosten perusteella voidaan todeta, että elohopean, kuparin ja sinkin suhteen sedimentoituminen on tapahtunut heti puhdistamon jälkeen ja suurin osa aineista on sedimentoitunut lammikkoon 1. Kuvien 18 ja 19 perusteella voidaan myös havaita, että useimpien suurina pitoisuuksina esiintyvien haitta-aineiden laskeutuminen ja pidäytyminen on ollut erityisen tehokasta lammessa 1, eli heti puhdistamon jälkeen. Täytyy kuitenkin todeta, että haitta-aineita on pidähtynyt ja sedimentoitunut myös lammissa 2 ja 3.

Huomattava osa alumiinista on pidättynyt lampeen 1. Sama trendi voidaan todeta kalsiumin suhteen. Rauta ja fosfori ovat myös vähentyneet eniten lammessa 1. Alumiini on puhdistamon saostuskemikaali, ja siitä syystä sekä alumiinin että fosforin pidättyminen jatkuu lammessa 1 tehokkaasti. Typen, rikin ja magnesiumin sedimentoituminen on ollut kohtalaisen tasaista eri lammissa.

Alla olevaan taulukkoon 16 on koottu lampien pohjasta otettujen lietenäytteiden raskasmetallipitoisuudet ja valtioneuvoston päätöksen antamat raja-arvot puhdistamolietteen käytöstä maanviljelysmailla ja raaka-aineena (Vihersaari 2004). Lammikko-näytteistä taulukkoon on otettu suurin mitattu haitta-ainearvo pinta- ja pohjanäytteestä.

Taulukko 16. Haitta-ainepitoisuuksien vertailu raskasmetallien raja-arvoihin.

Haitta-aine	Lampi 1 [mg/kg]	Lampi 2 [mg/kg]	Lampi 3 [mg/kg]	Raja-arvo [mg/kg]
Kadmium	1,2	0,44	0,42*	3
Kromi	57	41	36	300
Kupari	310	50	46*	600**
Elohopea	0,9*	0,36	0,08*	2
Nikkeli	22	14	13*	100
Lyijy	42	18	18*	150
Sinkki	730	170	160*	1500**

* Pohjalietenäytteestä löydetty suurempi pitoisuus

** Kasviravinteeksi käytettävän kuparin ja sinkin pitoisuudet saavat olla enintään kaksinkertaiset, mikäli maassa puutetta yllä mainituista aineista. (Laita asetus liitteeksi taulukkoineen)

Sedimenttinäytteiden raskasmetallipitoisuuksien ei todettu ylittävän maanviljelyyn käytettävän lietteen suurimpia sallittuja raja-arvoja. Taulukon 16 perusteella näytteiden pitoisuudet ovat verrattaen kaukana lannoitekäytön velvoittamista raja-arvoista. Lammen kolme pohjasedimenttinäyte näyttää sisältävän suuremmat pitoisuudet haitta-aineita. Oheisen vertailun perusteella voidaan olettaa, että lietettä voidaan käyttää maanviljely-tarkoitukseen, ja että liete sopii kasvien kasvualustaksi. Alla olevassa taulukossa 17 on esitetty PIMA- asetuksen velvoittamat pilaantuneen maan kynnsarvot ja ohjearvot, joita on verrattu sedimenttinäytteiden suurimpiin mitattuihin haitta-ainepitoisuuksiin.

Taulukko 17. Sedimenttinäytteiden haitta-ainepitoisuuksien vertailu PIMA- asetuksen kynnys- ja ohjearvoihin (Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 2007).

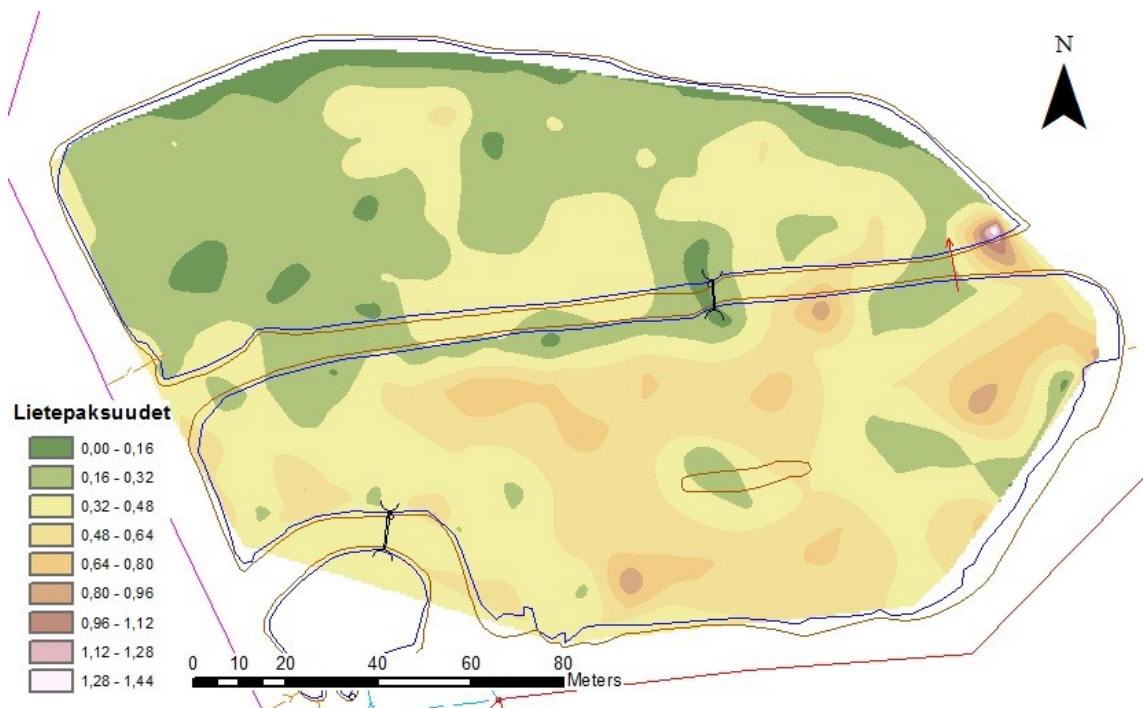
Aine	Analyysin korkein tulos [mg/kg]	Kynnysarvo [mg/kg]	Alempi ohjearvo [mg/kg]	Ylempi ohjearvo [mg/kg]	Huomiot
As	4,4	5	50	100	
Cd	1,2	1	10	20	
Cr	57,0	100	200	300	
Cu	310,0	100	150	200	Lampi 1 ei täytä
Ni	22,0	50	100	150	
Pb	42,0	60	200	750	
Zn	730,0	200	250	400	Lampi 1 ei täytä
Co	6,8	20	100	250	
Sb	<3	2,0	10,0	50,0	Mittaustarkeus
V	33,0	100	150	250	
Se	3,4	0,5	2,0	5,0	Lampi 1 ei täytä, mittaustarkkuus ei riitä

PIMA- asetuksen kynnysarvo on asetettu sellaiseen haitta-aineen pitoisuuteen, jossa sen aiheuttamat ympäristö- ja terveysriskit ovat merkityksettömän pieniä riippumatta maa-aineksen sijainnista tai käytöstä. Kynnysarvon alittavista pitoisuuksista ei oleteta aiheutuvan maaperän, pohjaveden tai muun ympäristön pilaantumisen riskiä. Ylempi ja alempi ohjearvo vuorostaan ovat pitoisuusmääriä, joista voi aiheutua haittaa ympäristölle. Niiden ylittyessä kohteelle tulee tehdä arviointi toimenpiteistä ja olemassa olevasta ympäristön pilaantumisesta. (Reinikainen 2007)

Mikäli lietteen haitta-ainepitoisuuksia tarkastellaan PIMA- asetuksen raja-arvoihin vertaamalla, todetaan että lampi 1 ei täytä asetettuja ohjearvoja kuparin, seleenin ja sinkin suhteen. Lammessa 1 kadmiumin kynnysarvo ylittyy, mutta ohjearvot eivät. Muut raja-arvot ovat alle kynnysarvojen. Lampien 2 ja 3 haitta-ainepitoisuudet eivät ylitä taulukon 17 kynnysarvoja. Jäteveden sisältämät kupari- ja sinkkipitoisuudet ovat luultavasti peräisin vedenjakeluputkista. Pilaantuneeksi maa-ainekseksi liete todetaan vasta nostettaessa lammesta, jolloin PIMA- asetuksen raja-arvot astuvat voimaan. Koska lampi 1 on liki täynnä ja se sisältää runsaasti haitta-aine rikasta lietettä, se suositellaan tyhjennettäväksi.

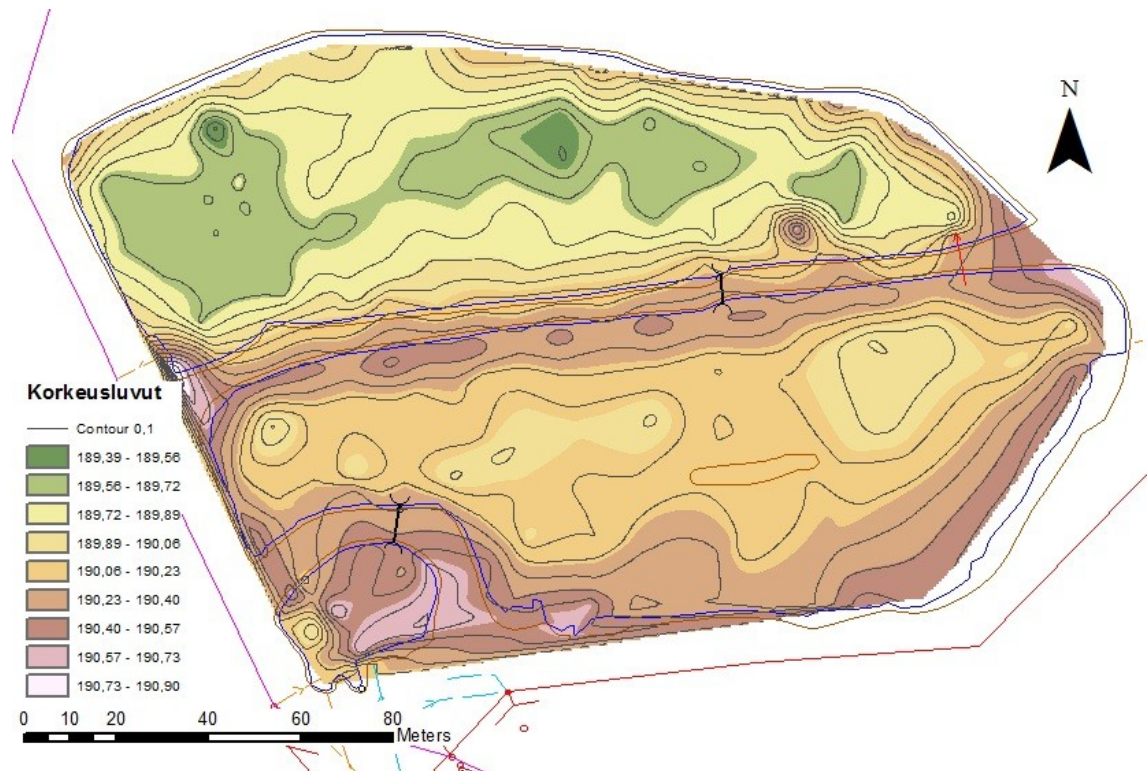
7.2.3 Lietepaksuudet ja pohjan korkeus

Lammikoiden 2 ja 3 lietepaksuudet on esitetty kuvassa 23. Lietepaksuus lammessa 2 on keskimäärin 0,45 metriä. Lampeen 3 on sedimentoitunut vähemmän lietettä, sillä suuri osa lietteestä on jo ehtinyt sedimentoitua aiempiin lampiin. Lietteen keskipaksuus lammessa 3 on noin 0,3 metriä. Paksuimmillaan liete on purkuaukon oikeanpuoleisessa reunassa, johon on aiemmin johdettu vedet lammesta 2.



Kuva 23. Lietepaksuudet lammissa 2 ja 3.

Pohjan korkeudet lammissa seuraavat pääosin suunniteltuja virtauskuvioita (kuva 24). Virtaus lammissa on suurinta lammen keskiosissa ja sen vuoksi keskustat ovat hieman matalammalla. Myös alkuperäiset kaivussyvyudet ja pohjien muotoilu vaikuttavat nykyisiin pohjan korkeuslukemiin. Lammen kolme keskustassa pohja on hieman matalammalla.

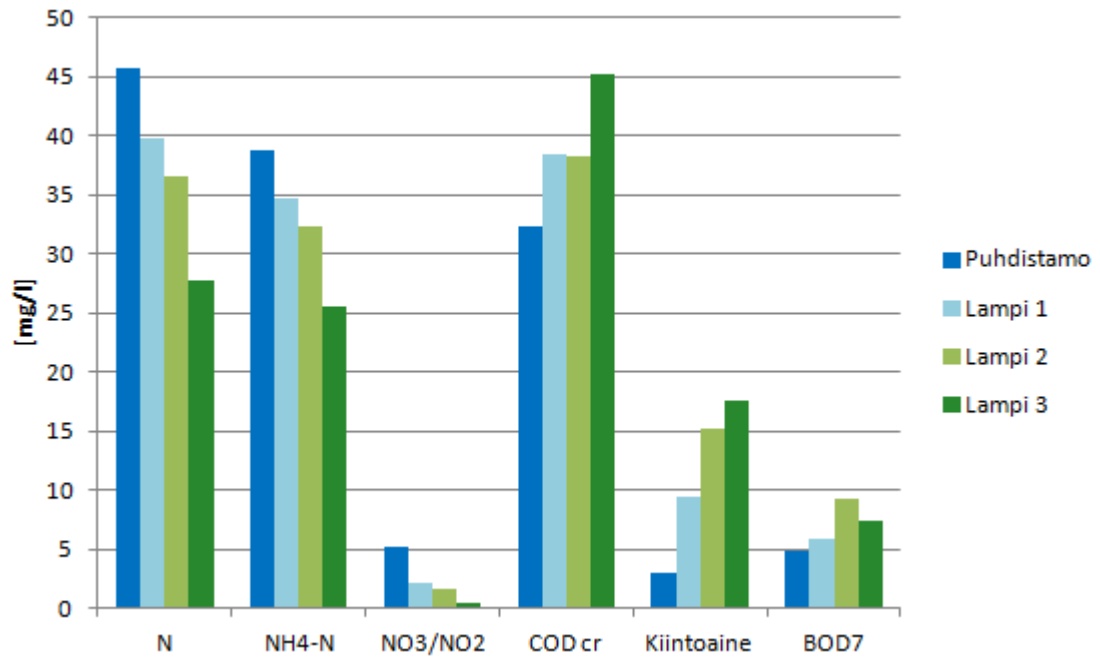


Kuva 24. Lammikon pohjan korkeuslukemat merenpinnasta (N60).

7.2.4 Tehostettu tarkkailu

Tehostetussa tarkkailussa mitattiin jokaisesta lammesta lähtevät haitta-ainepitoisuudet ja olosuhdeparametrit. Tehostettua tarkkailua tehtiin heinäkuun lopusta lokakuun loppuun vuonna 2012. Tehostetun tarkkailun tuloksena saadaan tietoa lammikkokohtaisista eroista ja haitta-aineiden pidättymisestä eri lampiin (kuva 25). Tuloksista käy ilmi, että kokonaistypen ja ammoniumtypen suhteen lammikko 3 on saanut aikaan suurimmat poistumat. Lammikon 3 poistuma kokonaistypen suhteen on 24 % lammen 2 jälkeen ja ammoniumtypen suhteen 20,9 %. Tuloksista käy myös ilmi, että lammikko 1 on poistanut hieman yli 10 % kokonaistyppeä ja ammoniumtypeä, mutta erityisesti nitriitti/nitraattitypen poistuma puhdistamon jälkeen on keskiarvoisesti jopa 56,8 %.

Kemiallisen ja biologisen hapenkulutuksen suhteen lammet ovat heikentäneet puhdistamon jälkeisen veden laatua. Kemiallinen hapenkulutus on noussut eniten lammikon 1 ja 3 seurauksena eli noin 20 % edelliseen yksikköön nähden. Lammikko 2 vuorostaan on lisännyt huomattavasti (noin 57 %) biologista hapenkulutusta puhdistamon jälkeisessä vedessä tarkkailujakson aikana. Kiintoaine on lisääntynyt myös runsaasti lampien toiminnan johdosta, eniten lammikoiden 2 ja 3 seurauksena. Kiintoaineen pitoisuus kokonaisuudessaan on kasvanut puhdistamon jälkeisestä 3 mg/l pitoisuuteen 17,5 mg/l.



Kuva 25. Tehostetun tarkkailun tulokset ajalta 31.7 – 31.10.

Tuloksista nähdään, että lampien toiminta vaikuttaa kesäaikaan positiivisesti typen poistumiin. Typen poisto paranee lämpötilan ja viipymääjan kasvaessa, jolloin kesäaikana typen poiston tarvitsemat olosuhteet täyttyvät. Kemiallinen hapenkulutus kasvaa lammikossa 3 huomattavasti, mikä johtuu lammikon aktiivisesta levä- ja mikrobitoiminnasta. Kiintoaineen lisääntyminen vedessä selittyy sillä, että aikaisemmin laskeutunut kiintoaine nousee kaasujen muodostumisen seurauksena. Koska lammet 1 ja 2 ovat täydempiä, lähtee kiintoaine niistä herkemmin virtaavan veden mukaan.

7.3 Tilastollinen analyysi

Lammikkopuhdistamojen toimintaa on seurattu kuusi kertaa vuodessa tapahtuvalla velvoitetarkkailulla vesinäytteistä. Lampien toiminnan analysointi tilastollisesti on jaettu kolmeen eri osioon. Ensimmäisessä osassa tutkitaan lampien toimintaa 1990 luvulta vuoteen 2007 saakka. Vuonna 2008 puhdistamoa uudistettiin ja sen vuoksi tilastollisen analyysin toinen osa on tehty kuvaamaan kolmen viimeisimmän vuoden tilannetta. Edellisten tarkastelujen lisäksi kolmannessa osassa lampien toimintaa on vertailtu talvi- ja kesäaikaan. Tilastollisen analyysin kuvaajat löytyvät liitteistä 6, 7 ja 8.

7.3.1 Lampien pitkäaikainen toiminta

Lampien pitkäaikaista toimintaa on kuvattu liitetiedoston 7 kuvissa 7a – 7g. Velvoitetarkkailun vesinäytteissä on seurattu puhdistamolla käsiteltyä ja vesistöön lampien kautta johdettavaa veden laatua.

Kuvan 7a perusteella voidaan todeta, että lammet ovat poistaneet kokonaistyyppä vain vähäisiä määriä puhdistamon jälkeisestä jätevedestä. Tarkkailuaikana puhdistamossa käsitellyn veden kokonaistyyppipitoisuus on ollut keskimäärin 47,3 mg/l ja lammista vesistöön johdettavan veden 43,4 mg/l. Ero puhdistustehossa on vain 3,9 mg/l lampien eduksi. Lammet ovat parantaneet kokonaistyyppien poistumaa noin 8 %. Samanlaisia pieniä muutoksia on havaittavissa myös ammoniumtyypin tapauksessa kuvassa 7b. Tarkkailuvuosien aikana ammoniumtyypin pitoisuus puhdistamolta lähtevässä vedessä on ollut 39,5 mg/l ja lammista lähtevässä vedessä 37,1 mg/l. Lammet ovat kasvattaneet ammoniumtyypin poistumaa 6 %. Sen sijaan lammista lähtevän nitraatti ja nitriitti typen määrä on huomattavasti alhaisempi kuin puhdistamolta lähtevä määrä (kuva 7c).

Lukuun ottamatta muutamaa poikkeuksellista piikkilukemaa, ero lammen ja puhdistamon välillä on huomattava. Lammet ovat vaikuttaneet myönteisesti nitraatti- ja nitriittimuotoisen typen poistumiin. Nitraatti/nitriittipitoisuuksien osalta puhdistamolta lähtevän veden keskimääräinen nitraatti/nitriittipitoisuus oli tarkkailujaksolla 0,39 mg/l, kun taas lammista lähtevä 0,11 mg/l. Lammet ovat parantaneet näin ollen poistumaa 28 %. Tämä tulos puoltaa sitä näkemystä, että nitraatti/nitriitti- tyyppi poistuu lammista denitrifikaatio- prosessin kautta.

Lammet ovat vähentäneet jäteveden kokonaisfosforipitoisuuksia poistuvasta vedestä tarkkailuajanjaksolla vuosina 1990 – 2007 kuvan 7d mukaan. Puhdistamolta lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus on keskimäärin 0,30 mg/l ja lammista lähtevän veden pitoisuus 0,18 mg/l. Lammet ovat tällöin poistaneet fosforia keskimäärin 40 %. Hyvän fosforin poistuman voi selittää osaksi sedimentoituminen ja osaksi saostuskemikaalin jäänteiden vaikutus ja saostuksen jatkuminen lammissa.

Kiintoaineen pitoisuuksien muutokset lähtevässä vedessä lampien ja puhdistamon osalta on esitetty liitetiedoston 7 kuvassa 7e. Silmämääräisesti tarkasteltuna lammen kiintoainepitoisuudet vesinäytteissä ovat alhaisemmat kuin puhdistamon. Kuitenkin, kuvasta näkyy myös selkeästi erityisesti 2000- luvun jälkeen yleistyneet suuret pitoisuuspiikit. Ajoittain lammet ovat poistaneet kiintoainetta tehokkaasti, mutta ajoittain

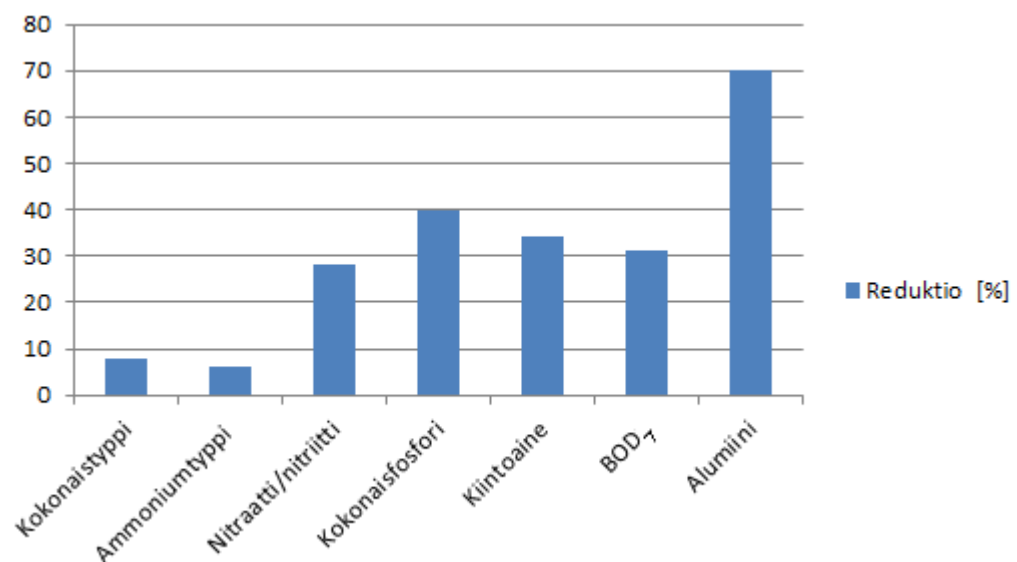
kehitys on ollut päinvastaista. Mitä enemmän sedimenttiä lampiin sedimentoituu, sitä täydemmäksi ne tulevat ja lopulta sedimentoitunut liete voi lähteä liikkeelle ja sekoittua lähtevän veden joukkoon. Ajan kuluessa sedimentin koostumus voi muuttua mikrobi- ja hajotustoiminnan seurauksena, jolloin sedimentistä vapautuvat kaasut voivat nostaa jo laskeutunutta sedimenttiainesta takaisin veteen. Tarkkailujakson aikainen keskimääräinen kiintoainepitoisuus on ollut puhdistamolta lähtevässä vedessä 18,5 mg/l ja lammista lähtevässä vedessä 12,2 mg/l. Lammikoiden aiheuttama poistuma on tällöin puhdistamon jälkeiseen veteen verrattuna 34 %.

Biologisen hapenkulutuksen eli BOD₇:n suhteen on nähtävissä kuvassa 7f, että lammet ovat selvästi alentaneet puhdistamolta lähteviä pitoisuuksia tarkkailujakson aikana. Biologisen hapenkulutuksen arvot vaihtelevat vuodenaikojen mukaan. Tarkkailujakson keskimääräinen BOD₇ – pitoisuus on puhdistamon jälkeisessä vedessä 62,4 mgO₂/l ja lampien jälkeisessä vedessä 34,7 mgO₂/l. Lammet ovat poistaneet BOD₇:sta keskimäärin 44 %. COD:in suhteen tulokset ovat vastaavanlaiset kuin BOD₇:n suhteen. Puhdistamolta veden mukana poistunut COD- pitoisuus on keskimäärin 114 mgO₂/l ja lammissa 78,3 mgO₂/l. Keskimääräinen poistuma näin ollen on ollut noin 31 %.

Happipitoisuuksien suhteen keskimääräisesti puhdistamon ja lammen happipitoisuudet tarkkailujaksolla ovat olleet suunnilleen samansuuruiset, puhdistamolla 4,4 mg/l ja lammissa 4,1 mg/l. Toisaalta pH:n suhteen lammet ovat koko tarkkailujaksolla nostaneet hieman lukemia. Kesän aikana pH:n nousu on ollut suurempaa kuin talvikuukausina, mikä johtunee kesäisestä leväkasvusta. Koliformisia bakteereita sekä puhdistamo että lammet ovat puhdistaneet hyvin, mutta kummissakin vesinäytteissä on ajoittain tavattu normaalista poikkeavia, suuria koliformisten bakteerien pitoisuuksia. Yleensä nämä poikkeustilanteet ilmenevät vain toisessa prosessiyksikössä. Keskimääräinen koliformisten bakteerien lukumäärä 100 ml näytteessä on ollut tarkkailujaksolla puhdistamon jälkeen noin 960 kpl ja lampien jälkeen 380 kpl. Puhdistamon suuri keskimääräinen kolibakteerien lukumäärä selittyy muutaman suuren poikkeusarvon lukeutumisesta otokseen. Mikäli nuo poikkeusarvot (2 kpl) ohitetaan, on puhdistamon keskimääräinen koliformisten bakteerien pitoisuus suuruusluokkaa 150 kpl 100 millilitrassa näytettä.

Saostuskemikaalina käytetyn alumiinin suhteen voidaan todeta kuvan 7g perusteella, että lammet ovat vähentäneet alumiinin pitoisuuksia. Alumiini ja fosfori reagoivat keskenään ja saostuvat lampien pohjalle. Alumiinin keskimääräinen pitoisuus lähtevässä vedessä puhdistamon jälkeen oli 0,79 mg/l ja lampien jälkeen 0,23 mg/l. Tällöin lammet poistivat alumiinia tarkkailujakson aikana noin 70 %.

Lammikopuhdistamojen toiminnasta vuoden 2007 loppuun saakka voidaan todeta, että ne ovat toimineet kohtalaisen hyvin ja ilman suurempia huoltotoimenpiteitä ja poistumat ovat olleet kohtuullisen hyvät (kuva 26). Ajoittain lammet ovat heikentäneet yksittäisten näytteiden osalta puhdistustulosta, mutta pääsääntöisesti erityisesti kiintoaineen, BOD_{7:n}, COD:n, alumiinin, fosforin ja nitraatti/nitriitti- typen suhteen poistumat ovat olleet kohtuullisen hyvät. Koliformisten bakteerien määrää lammet ovat lisänneet hieman ja ovat toiminnallaan nostaneet veden pH- lukemia.



Kuva 26. Lammikoiden saavuttamat keskimääräiset poistumat puhdistamolla käsiteltyyn jäteveeseen verrattuna aikavälillä 1990 - 2007.

7.3.2 Lampien toiminta puhdistamouudistuksen jälkeen vuosina 2010 - 2012

Lampien hyödyllisyyttä puhdistamouudistuksen jälkeen on arvioitu tilastollisesti ajanjaksolla 2010 – 2012. Analyysissä lasketut tilastolliset tunnusluvut on esitetty taulukossa 15. Vuosien 2008 ja 2009 raporteissa ei ole eroteltu lampien osuutta puhdistustuloksissa, joten niitä ei ole huomioitu analyysissä. Lammikoiden ja puhdistamon lähtevien vesien pitoisuuksien vertailuun liittyvät kuvat on esitetty liitetiedostossa 6 kuvina 6a – 6f. Kuvaajien lisäksi haitta-aineille on laskettu tilastolliset tunnusluvut ja ne on esitetty taulukossa 18.

Taulukko 18. Lasketut lampien toiminnan tehokkuutta havainnollistavat tilastolliset tunnusluvut vuosina 2010 - 2012. Tunnusluvut on laskettu velvoitetarkkailun vesinäytteiden haitta-ainepitoisuuksista.

Puhdistamolta lähtevä	BOD	COD	N	NH₄ - N	Kiintoaine	P
Keskiarvo	5,86	32,76	44,06	38,88	3,24	0,14
Vaihteluväli	6,90	13,00	36,00	35,00	5,80	0,19
Painotettu vaihteluväli	5,00	9,00	28,00	31,00	2,90	0,09
Moodi	7,00	30,00	54,00	45,00	2,50	0,10
Mediaani	6,00	30,00	46,00	38,00	3,00	0,13
Lammista lähtevä	BOD	COD	N	NH₄ - N	Kiintoaine	P
Keskiarvo	9,47	40,29	33,41	30,82	14,53	0,17
Vaihteluväli	31,00	52,00	42,00	43,00	58,00	0,59
Painotettu vaihteluväli	20,00	37,00	36,00	37,00	44,00	0,28
Moodi	5,00	30,00	54,00	18,00	2,00	0,08
Mediaani	6,00	31,00	23,00	21,00	8,50	0,13

Taulukosta 15 nähdään, että tarkkailuaikana BOD₇:n, COD:n ja kiintoaineen pitoisuuksien keskiarvojen osalta lammet ovat heikentäneet puhdistustulosta. Myös mediaanin osalta tulos on sama lukuun ottamatta BOD₇ – arvoa, joka on sama sekä lammilla että puhdistamolla. Myös kokonaisfosforin osalta lammet ovat vaikuttaneet heikentävästi puhdistustulokseen. Kokonaistypen ja ammonium- typen suhteen lammet vuorostaan ovat vaikuttaneet suotuisasti vertailtaessa vuosittaisia mediaaneja ja keskiarvon lukemia. Vaihteluväli ilmoittaa kuinka suuri on suurimman ja pienimmän tuloksen välinen ero. Painotettua vaihteluväliä laskettaessa yhdet ääriarvot on poistettu paremman kuvaavuuden saavuttamiseksi. Kaikkien mittausten suhteen voidaan todeta, että vaihteluvälit ovat suuret ja että saadut tulokset vaihtelevat paljon olosuhteiden mukaan. Myös kuvaajien tarkastelu vahvistaa yllä olevat olettamukset.

Yhdessä liitetiedoston 6 kuvien 6a - 6f ja taulukon 15 avulla voidaan todeta, että lammikkopuhdistamot heikentävät huomattavasti puhdistamon jälkeisen veden laatua. Typen poisto lammissa toimii, mutta kiintoaineen ja orgaanisen aineen vapautuminen veteen on liian suurta verrattuna typen poiston hyötyihin. Lammissa levätuotanto ja sedimentoituminen sitovat typpeä ja muuttavat sitä kaasumaiseen muotoon.

Samalla kaasuja vapautuu myös lammikon pohjien sedimenteistä ja jo laskeutunut kiinteä aines vapautuu lähtevän veden mukaan. Fosforin suhteen erot ovat kohtalaisen pienet, mutta luultavasti sitä myös vapautuu sedimenteistä.

7.3.3 Vuodenaikaisvaihtelu

Nykyisen puhdistamon ja lampien toimintaa on myös analysoitu aikavälillä 2010 – 2012 vuodenaajan erojen suhteen. Kesääjaksi on luettu Ilmatieteen laitoksen termisen kesäajan määrittämien vuosikohtaisten päivämäärien sisälle mahtuvat mittaustulokset. Liitteen 8 kuvissa 8a – 8e on esitetty kesä- ja talvivaihtelut eri haitta-aineiden suhteen.

Biologisen orgaanisen aineen suhteen vuodenaikatarkastelussa ilmenee, että kesäaikaan lammet nostavat BOD- arvoa kiistatta, mutta talviaikaan vaikutus on päinvastainen (ks. kuvat 8a ja 8b). Kiintoaineen suhteen vaikutus on samansuuntainen. Kesäaikaan kiintoainepäästöt lammessa ovat huomattavat ja hieman suuremmat kuin BOD₇:n suhteen. Kesäaikana puhdistamon BOD₇ ja kiintoainepäästöt ovat varsin tasaisia, kun taas lampien toiminnan osalta päästöt vaihtelevat huomattavasti.

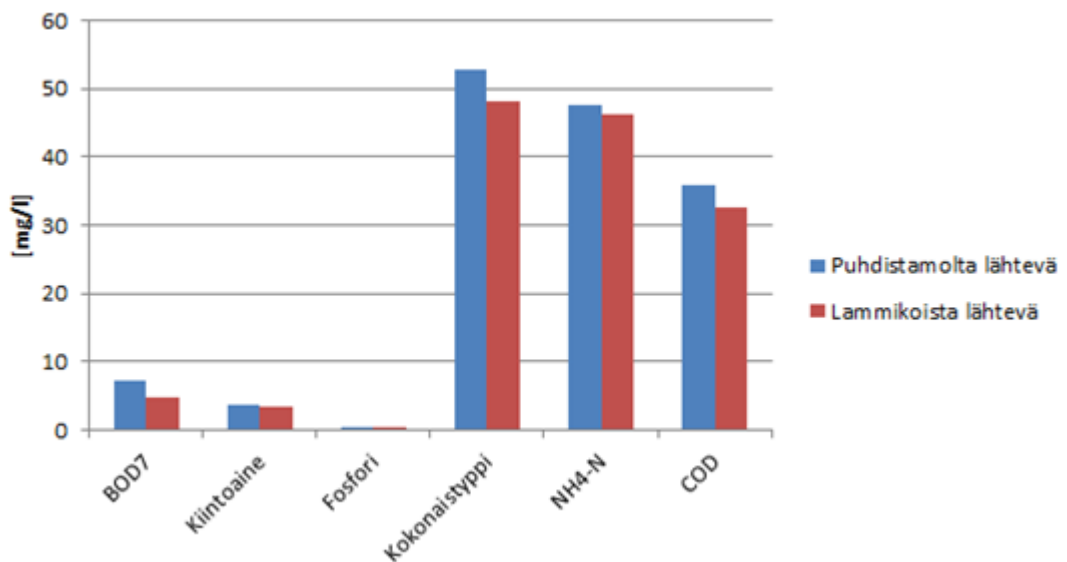
Talvella kiintoainetta laskeutuu enemmän, sillä biologinen aktiivisuus laskee. Tämä muutos on havaittavissa kuvassa 8b. Puhdistamon osalta sekä kiintoaine että BOD₇ pysyvät pitoisuuksiltaan samansuuruisina kuin kesäaikaan. Talvella myös lampien tehokkuus paranee ja pitoisuuksissa päästään usein alle puhdistamon tuloksien. Talviaikaiset vähennykset eivät kuitenkaan riitä kompensoimaan kesäaikaan tapahtuvaa kiintoaineen ja BOD₇:n vapautumista.

Kesäaikaan sekä kokonaistypen että ammonium- typen päästöt ovat huomattavasti alhaisemmat lammissa kuin puhdistamon vastaavat lukemat (ks. kuva 8c). Kesäaikaan levätoiminta käynnistyy ja typeä sitoutuu levien biomassaan tai muuttuu kaasumaiseen muotoon nitrifikaatio- denitrifikaatio prosessien kautta. Kesäaikaan lampien jälkeen kummankin typen muodon pitoisuudet ovat 15 – 20 mg/l luokkaa, kun taas puhdistamon jälkeen vastaavat lukemat ovat noin 35 – 40 mg/l. Puhdistusteho lammissa on siis keskimääräisesti noin 50 % kesäaikaan.

Talvella kokonaistypen osalta lammen pitoisuudet ovat hieman alhaisemmat kuin puhdistamon kuvan 8d mukaan. Ammonium- typen suhteen pitoisuudet vaihtelevat paljon, eikä käyttäytymisestä voi vetää selviä johtopäätöksiä. Kuvista huomataan myös, että kesäaikainen typen puhdistus on tehokkaampaa sekä lammissa että puhdistamolla talviajan tuloksiin verrattuna. Kokonaistypen ja ammoniumtypen pitoisuudet ovat talviaikaan korkeammat, keskimäärin 50 mg/l suuruusluokkaa. Tämä johtuu siitä, että typen prosessit ovat hyvin lämpötilariippuvaisia ja talvella ne hidastuvat huomattavasti.

Kuvan 8e mukaan kesäaikaan lammen fosforipitoisuudet lähtevässä vedessä ovat suuremmat kuin puhdistamon. Vilkas mikrobitoiminta lammissa vapauttaa ilmeisesti myös sedimentteihin sitoutunutta fosforia ja sen vuoksi pitoisuudet lampien jälkeen ovat koholla. Talviaikaan voi todeta tilanteen olevan toisin päin. Lammet parantavat fosforin pidättymistä. Alhaisimmillaan fosforipitoisuudet ovat talvella lampien jälkeisessä vedessä ja noin 0,1 mg/l luokkaa.

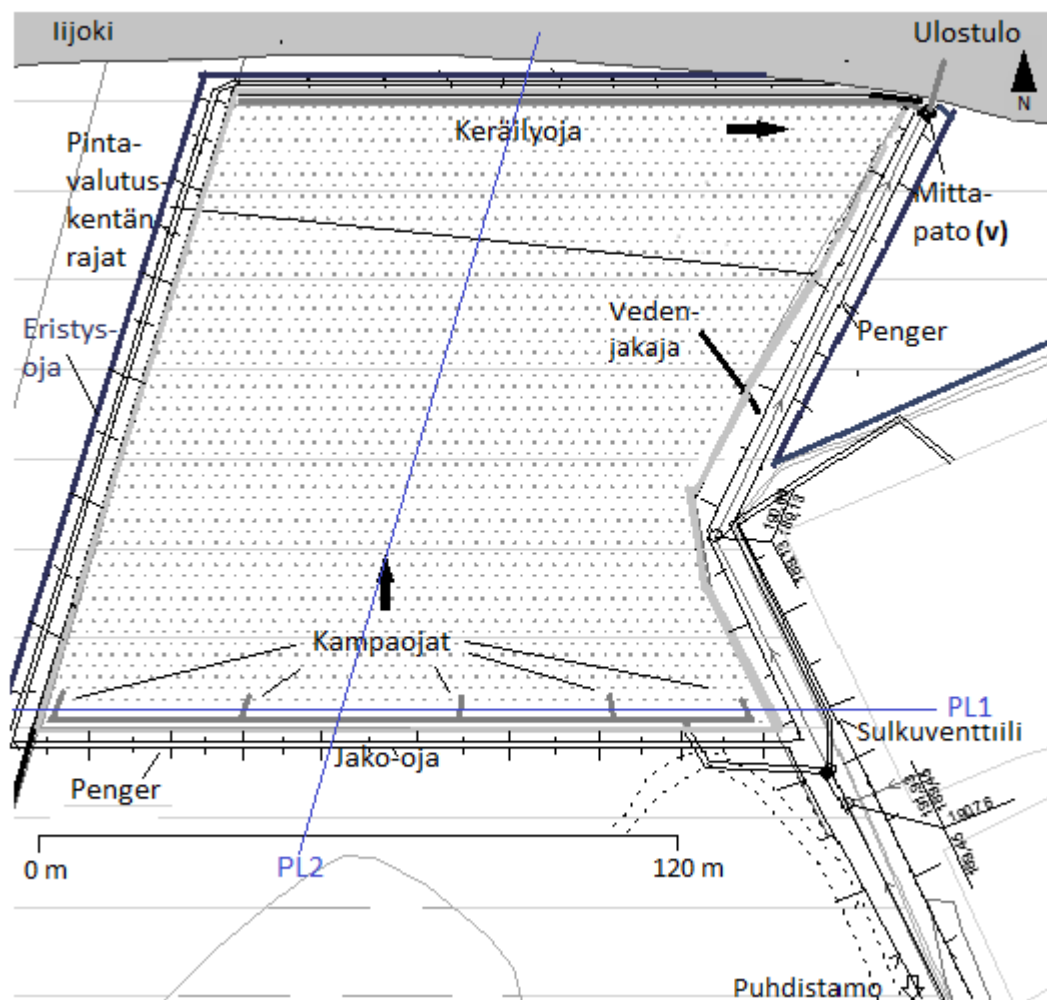
Talviaikaan lammikot eivät heikennä jätevedenpuhdistamon jälkeistä puhdistustehokkuutta (kuva 26). Lammikoiden poistumia on verrattu puhdistamon saavuttamiin poistumiin. Talviaikaan lammikot parantavat poistumia seuraavasti: BOD₇ suhteen 0,8 %, kiintoaineen 0,1 %, fosforin 0,7 %, kokonaistypen 7,2 %, NH₄-N suhteen 2,2 % ja COD suhteen 0,5 %.



Kuva 27. Lammikoiden ja puhdistamon keskimääräinen talviaikainen toiminta vuosina 2010 – 2012.

8. Pintavalutuskentän yleissuunnitelma

Taivalkosken jätevedenpuhdistamolla on velvoite rakentaa pintavalutuskenttä tehostamaan puhdistamon jälkeistä jätevedenkäsittelyä. Suunnitellun pintavalutuskentän mitoitus tiedot on koottu tähän kappaleeseen. Pintavalutuskenttä on suunniteltu diplomityön mittaustuloksiin ja ELY- keskuksen pintavalutuskentän suunnitteluohjeisiin perustuen. Puhdistamon jälkeinen jätevesi johdetaan pintavalutuskentälle etelässä sijaitsevasta jako-ojasta (kuva 28). Pintavalutuskentälle johdettu jätevesi virtaa kentällä painovoimaisesti pintavalutuksena keräilyojaan. Keräilyoja kerää pintavalutuskentältä tulevat vedet ja ohjaa ne v- mittapadon kautta Iijokeen. Yleissuunnitelmassa esitetään suunnitellun pintavalutuskentän ominaisuudet sekä rakennusvaihetta ohjaavat mitoitus suositukset. Lisäksi pintavalutuskentän kokoa ja sen riittävyyttä on arvioitu laskennallisten tunnuslukujen pohjalta. Yleissuunnitelman lopussa esitetään alustava arvio pintavalutuskentän toiminnasta.



Kuva 28. Pintavalutuskentän yleissuunnitelman karttakuva. Pituus- ja leveysleikkauspiirustukset (PL1 ja PL2) liitteissä 10 ja 11.

Pintavalutuskentän reunamille rakennetaan penkereet ja penkereiden ulkopuolelle eristysosat. Eristysosat voidaan toteuttaa niin, että ne rajaavat myös lumenlajitusalueen ja kompostointikentän valumavedet pintavalutuskentälle. Mikäli koko puhdistamoalueen vedet johdetaan pintavalutuskentälle, puhdistamon ja pintavalutuskentän puhdistustehokkuuden seuranta vaikeutuu. Pintavalutuskentän poikkileikkaus- piirustukset on esitetty liitteissä 10 ja 11. Poikkileikkauspiirustus 1 (PL1) on tehty pintavalutuskentän leveyssuunnasta ja poikkileikkauspiirustus 2 (PL2) pituussuunnasta. Tarkat poikkileikkauskohdat on merkitty kuvaan 28 kahtena sinisenä viivana.

Pintavalutuskentäksi soveltuva 1,5 hehtaarin alue on metsittynyttä rämesuota. Suoritettujen tutkimusten perusteella kentän kaltevuudeksi tulee maanpinnan muotojen mukaan 0,009 %. Kaltevuus on tällöin hyvä ja suositusten mukainen (< 1 %) ja korkeuskäyrät ovat kohtisuorassa veden kulkusuuntaan nähden. Pintavalutuskentän alku- ja keskiosa on loivempaa, mutta kentän loppuosa viimeisen 40 metrin matkalta on hieman jyrkempi. Suurimmaksi osaksi maatuneisuus kentällä on heikkoa (Von Postin asteet H1-H3), jolloin turve soveltuu hyvin pintavalutuskentän tarpeisiin. Ainoastaan Iijoen vasemmanpuoleisessa päädyssä turve on hieman maatuneempaa. Maatuneen turpeen mahdollista huuhtoutumista voidaan minimoida johtamalla vesi tasaisesti kentän läpi keräilyjojaan. Turpeen huokoisuusarvot ovat tyypilliset turpeelle, eikä niissä havaittu mitään poikkeavaa. Vesi kulkee pintaturpeessa nopeammin, sillä siellä vedellä on enemmän tilaa liikkua väljemmissä huokosissa.

Turvepaksuus kentällä on mittaustulosten mukaan riittävä ja reilusti yli vaaditun minimirajan (0,5 m). Oikovirtaukselle alttiimpi nurkkaus Iijoen puoleisessa oikeassa päädyssä maisemoidaan. Maisemoinnilla tarkoitetaan tässä yhteydessä sitä, että kentän korkeammalle kohdalle voidaan jättää saareke, josta puita ei ole välttämätöntä kaataa. Oikovirtaukselle alttiilla alueella maanpinnan korkeus on matalampi, turvepaksuus hieman ohuempi ja maanpinta vetisempi kuin kentän muissa osissa. Kenttää rakennettaessa oikovirtaukselle alttiimpaa päätyä ei tarvitse aluksi ohittaa vedenjakajalla, vaan vedet voidaan johtaa koko suunnitellun pintavalutuskentän alueelle. Pintavalutuskentän toimintaa voidaan kokeilla esimerkiksi vuoden ajan ja kentän virtausreitit voidaan selvittää tutkimuksin. Mikäli Iijoen puoleisessa oikeassa päädyssä havaitaan liiallisia oikovirtauksia, voidaan oikovirtaukselle alttiit kohdat tukkia kasaamalla maa-ainesta paikanettuihin oikovirtauskohtiin. Pintavalutuskentän keskimääräinen hydraulinen johtavuus on suuruusluokkaa $8,8 \cdot 10^{-4}$ m/s, joka on samaa suuruusluokkaa kuin muiden Suomessa

jätevettä käsittelevien pintavalutuskenttien arvot. Ajoittain vesi kulkee nopeammin pintaturpeessa ja mahdollisissa kanavissa, mutta suuremmilta ongelmilta välttyään, kun kentän kuormitus pidetään tarpeeksi alhaisena.

Vedet johdetaan kentälle 190,0 metristä jakeluojan kautta ja vedet johdetaan kentältä 189,2 metristä keräilyojan kautta. Korkeudet on ilmoitettu merenpinnasta (N60). Oikovirtauksien estämiseksi tulee pintavalutuskentän oikeaan reunaan rakentaa vedenjakaja, joka ohjaa jakajalle tulevat veden kentän keskiosan kautta keräilyojaan. Keräilyojan perään rakennetaan sädetty v- mittapato, jonka avulla on mahdollista seurata lähtevän veden laatua ja virtausmäärää. V- mittapato myös hapettaa veden ennen Iijokeen johtoa. Hapen siirron tehokkuutta voidaan lisätä rakentamalla riittävän syvä syväenne padon jälkeen. Tällöin mittapadon hapettava vaikutus tehostuu. Rakennettavan mittapadon pudotuskorkeuden tulee olla väliltä 60 – 100 senttimetriä.

Keräilyojan pohjan leveyden tulee olla 0,5 m, syvyyden 1,0 m ja luiskien kaltevuuden 1:1. Keräilyoja ei myöskään saisi ulottua turpeen alaiseen mineraalimaahan. Jako-ojan paikka on valittava huolellisesti esimerkiksi pintavalutuskentän jakopään korkeuskäyrää mukailevalla linjauksella. Tällöin vesi saadaan jaettua kentälle mahdollisimman tasaisesti. Pelkkä silmämääräinen arvio jako-ojan paikasta ei riitä. Huonosti valittu jako-ojan paikka lisää kentän oikovirtauksia ja heikentää olennaisesti kentän tehokkuutta. (ELY 2011: Ihme [1994])

Vedenpinnan korkeuden tulee olla juuri pintaturpeen pinnan yläpuolella ja sisääntulo-ojan ei pidä mennä rinteeseen kallistuman suuntaisesti (Ronkanen 2009 s 57). Veden tasaista jakautumista kentälle voidaan helpottaa esimerkiksi asentamalla jako-ojan yhteyteen vedenjakokorkeuteen puun runko, johon on tehty uomia tasaisin väliajoin. Tällöin vesi pääsee virtaamaan tasaisesti kentälle (kuva 29).



Kuva 29. Vedenjakoratkaisu (Kiimingin – Jäälän vesienhoitoyhdistys ry 2012)

Kentän pituus - leveys suhteen tulisi olla 0,5 – 1 väliltä ja kyseisellä pintavalutuskentällä suhteeksi tulee (120/130) 0,92. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus on määritellyt, että pintavalutuskentän hydraulisen kuorman tulisi olla alle $340 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{d}$ sekä turvetuotannon valumavesien että jäteveden jälkikäsittelyyn tarkoitetuilla pintavalutuskentillä (Väyrynen 2008). Taivalkosken jätevedenpuhdistamon keskimääräisen kuormituksen ($\approx 522 \text{ m}^3/\text{d}$, vuonna 2011) mukaan pintavalutuskentän kuormaksi tulee noin $350 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{d}$, mikä on hieman yli suositusarvon. Mikäli lammikkopuhdistamon lammikoita kunnostetaan kasvillisuus- ja pintavalutuskentiksi, pienentävät ne luonnonsuolle suunnitellun pintavalutuskentän kuormitusta huomattavasti.

Puhdistamon piha-alue toimii talvisin lumenlajitusalueena ja lumen sulamisvedet on mahdollista johtaa suunnitellulle pintavalutuskentälle. Tällöin kuorma keväällä nousee, mutta lumen hitaan sulannan vuoksi kuormitus nousee tasaisemmin kuin mitä yleensä kevät lumien sulaessa. Rankkasateet voivat ajoittain hetkellisesti lisätä pintavalutuskentän hydraulista kuormaa. Kosteikko tulee rakentaa niin, että jako-oja on tarpeeksi pitkä pintavalutuskentän leveyteen verrattuna. Koska pintavalutuskentän leveys on 120 metriä, tulee jako-ojan pituuden olla vähintään 54 metriä, jotta veden johto pintavalutuskentälle saadaan suunnattua tehokkaasti.

Pintavalutuskentän tarvittava pinta-ala voidaan määrittää kappaleen 3.3.5 kaavojen mukaan (Crites et al. 2006,16). Tarvittava pintavalutuskentän pinta-ala on vuoden 2011 keskivirtaaman mukaan tällöin 2,4 ha. Suunnitellun pintavalutuskentän pinta-ala on näin ollen yleissuunnitelman mukaisesti 1,5 ha eli pinta-ala on hieman liian pieni kuormitukseen nähden. Pintavalutuskenttien mitoituksessa on kuitenkin huomioitava, että kentän rakenne ja turpeen ominaisuudet vaikuttavat huomattavasti myös tehokkaan pinta-alan määrään ja pintavalutuskentän toimintaan.

Typen poistoon tarvittava nimellinen minimiviipymä on 2,5 vuorokautta (Ronkanen 2009). Pintavalutuskentän vesisyvyys vaikuttaa olennaisesti viipymän suuruuteen. Mikäli Taivalkosken suunnitellun pintavalutuskentän vesisyvyys on 20 cm, saadaan kentän nimelliseksi viipymäksi 5,5 vuorokautta. Mikäli kentän vesisyvyys on 10 cm, pienenee kentän nimellinen viipymä 2,8 vuorokauteen. Teoreettisesti pintavalutuskenttä tarjoaa siis riittävät olosuhteet typen poistumiselle. Toisaalta tehokas ammoniumtypen, metallien ja fosforin poisto tarvitsee 7 – 14 vuorokauden viipymän (WEF 2010).

Pintavalutuskentälle johdettavan veden hiili- typpi suhde nykyisellään suoraan puhdistamolta on noin 0,73. Tämä suhde on itsessään riittämätön toimivan typen poiston saavuttamiseksi. Kuitenkin kosteikolla hiiltä on osaksi sitoutuneena maahan ja turpeeseen ja suhde tulee olemaan todellisuudessa jäteveden pitoisuuksien mukaan arvioitua lukua suurempi. Mikäli hiili-typpi- suhdetta halutaan optimoida, tulisi hiili-typpi- suhde määrittää kohdealueen luonnonsuolta.

Suunnitellun pintavalutuskentän kasvillisuus tulee olemaan sen alkuperäiskasvillisuus. Puut tulee hakata pois, sillä ne kuolevat pintavalutuskentällä. Puiden kuoleminen aiheutuu niiden hitaasta ravintojen käytöstä ja ne ovat pitkäikäisyytensä vuoksi herkempiä haitta-aineepitoisemmalle jätevedelle. Pintavalutuskentän rakentamiskustannukset on laskettu taulukkoon 19. Lasketut kustannusarviot on tehty yhdessä Taivalkosken teknisten palvelujen maarakennusmestari Kari Siikaluoman kanssa.

Taulukko 19. Arvioidut kosteikon rakentamiskustannukset.

Toimenpide	Yksikkö ja yksikköhinta	Määrä	Kustannukset [€]
Alustavat työt, raivaus ja alueen eristysojien rakentaminen	ha/ oja-m	1,5 ha/ 400 jm =juoksumetri	2000
Purkuviemärit , sulut ja kaivot altaasta kosteikkoon ja Iijokeen	m/ kpl	200 m/ 4 kpl (k) ja 2 kpl (s)	28000
Jako- ja kokomaaojien rakentaminen ja settipato purkupäähän (kolmiopato)	1 erä		5000
Yhteensä			35 000

Kosteikon rakentamiskustannuksiin on sisällytetty tarvittava työaika, 4 kpl kaivoja ja 2 kpl sulkua. Taulukossa 19 kaivoa merkitään lyhenteellä k ja sulkua lyhenteellä s. Lisäksi kosteikon Iijoen päätyyn on sisällytetty rakennettavaksi yksi kolmiomittauspato eli toiselta nimeltään v-mittapato. Sulkuventtiilien yksikköhinna on arvioitu 2000 euroa kappaleelta, tarkastuskaivojen yksikköhinna on arvioitu 650 euroa kappaleelta ja työvoimakustannuksissa on arvioitu 100 e /h kahdelle työmiehelle ja kaivinkoneelle. Pintavalutuskentän päähän asennettavan v- mittapadon hinna on arvioitu 1000 euroa.

Suunnitellun pintavalutuskentän toimintaa voi arvioida vertaamalla pintavalutuskentälle tulevan ja kentältä lähtevän veden pitoisuuksia muihin Suomessa toimivien talousjätevevettä käsitteleviin kosteikkoihin ja pintavalutuskenttiin. Lakeuden, Rukan ja Siikalatvan kosteikkoja on verrattu Taivalkosken suunnitellun pintavalutuskentän vastaaviin pitoisuusarvoihin taulukossa 20. Tulevan ja lähtevän veden pitoisuuksia sekä puhdistustehokkuuksia vertailtaessa on kuitenkin syytä huomioida, että kaikki Suomen kosteikot ovat hyvin yksilöllisiä ja erilaisia keskenään. Taivalkosken pintavalutuskentän tapauksessa lähtevät pitoisuudet ovat oletuksia.

Taulukko 20. Suomen kosteikoille tulevat ja niiltä lähtevät keskimääräiset haitta-ainepitoisuudet. Taivalkosken pintavalutuskentän lähtevät pitoisuudet ovat arvioita ja tulevat pitoisuudet ovat jätevedenpuhdistamolta lähteviä pitoisuuksia. Tiedot: Taivalkoski (Pöyry 2011), Siikalatva (Siikalatvan puhdistamon lupapäätös nro 34/10/1, Savikuja 2012) Ruka ja Lakeus (Karjalainen S & Ronkanen A-K 2005).

Haitta-aineen tuleva pitoisuus (mg/l) / lähtevä pitoisuus (mg/l)	Taivalkoski (1,5 ha)	Lakeus (17,5 ha)	Ruka (1,1 ha)	Siikalatva (ala 24,5)
BOD ₇	5,9 / 2,4	12,9 / 7,8	6,3 / 2,3	20,0 / 3,6
Kiintoaine	4,0 / 1,7	10,5 / 5,4	12,9 / 2,3	6,0 / 5,8
Kokonaistyyppi	37,3 / 26,1	54,3 / 53,4*	42,1 / 31,7*	38,0 / 5,0
Kokonaisfosfori	0,1 / 0,08	0,56 / 0,23	0,45 / 0,06	0,12 / 0,14

* Ammoniumtypen pitoisuus

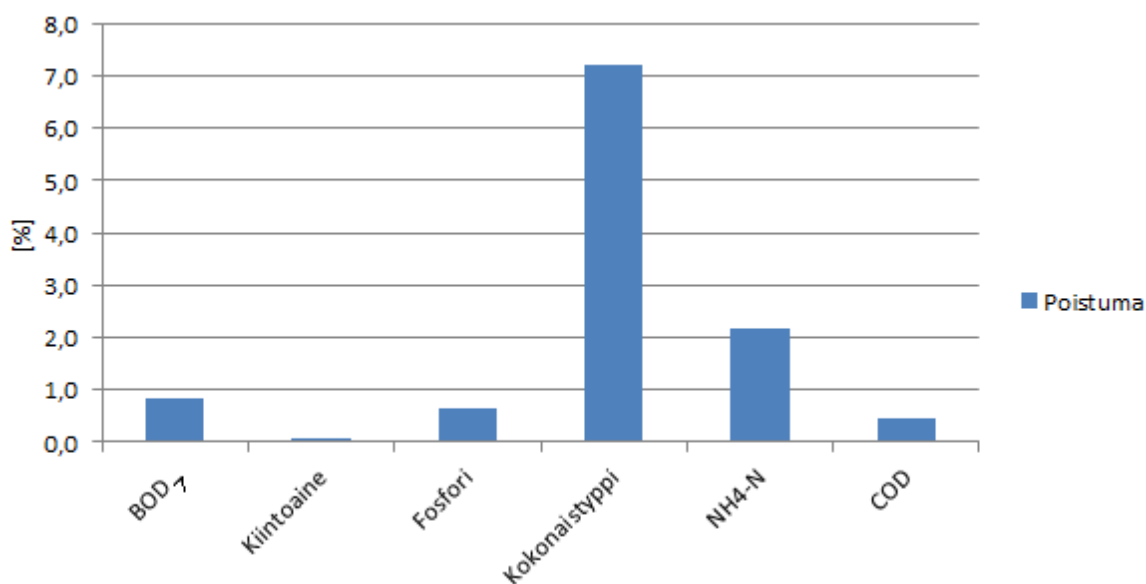
Tutkimustulosten ja muiden Suomessa olevien pintavalutuskenttien perusteella suunnitellulta pintavalutuskentältä voidaan olettaa 50 – 70 % BOD₇:n poistoa, 70 – 80 % kiintoaineen poistoa, 60 – 90 % fosforin poistoa sekä 20 – 40 % kokonaistypen poistoa. Haitta-aineiden poistumat ovat hyviä, kun pintavalutuskentälle tulevan veden pitoisuudet ovat suuria. Puhdistustehokkuus saattaa heikentyä ajoittain, mikäli pintavalutuskentälle tuleva lähtöpitoisuus on erittäin pieni. Koska kentälle tuleva fosforin pitoisuus on todella pieni, voi pintavalutuskenttä ajoittain lisätä hieman fosforin pitoisuutta lähtevässä vedessä.

9 Lampien toteutusvaihtoehdot

9.1 VE0. Lampien käyttö talviaikaan

Lampien toiminta nykyisellään ei riitä vastaamaan ympäristöluvan vaatimuksiin typen ja orgaanisen aineen päästöjen osalta. Nykyisin lampien sedimentoituneet ravinteet liukenevat veteen ja heikentävät puhdistamolta tulevan veden laatua erityisesti kesäaikaan. Kesällä lammikoiden mikrobi- ja levätoiminta kiihtyy ja typen eri muotojen poisto lammikoissa paranee. Kuitenkin BOD₇:n, COD:n ja kiintoaineen osalta lammikot heikentävät Iijokeen johdettavan veden laatua kesäaikaan, vaikka puhdistamolta lähtevä jätevesi saavuttaa jätevedenpuhdistamon lupamääräyksessä vaaditut raja-arvot. Lammikoiden ympärivuotinen toiminta nykyisellään ei näin ollen ole perusteltua.

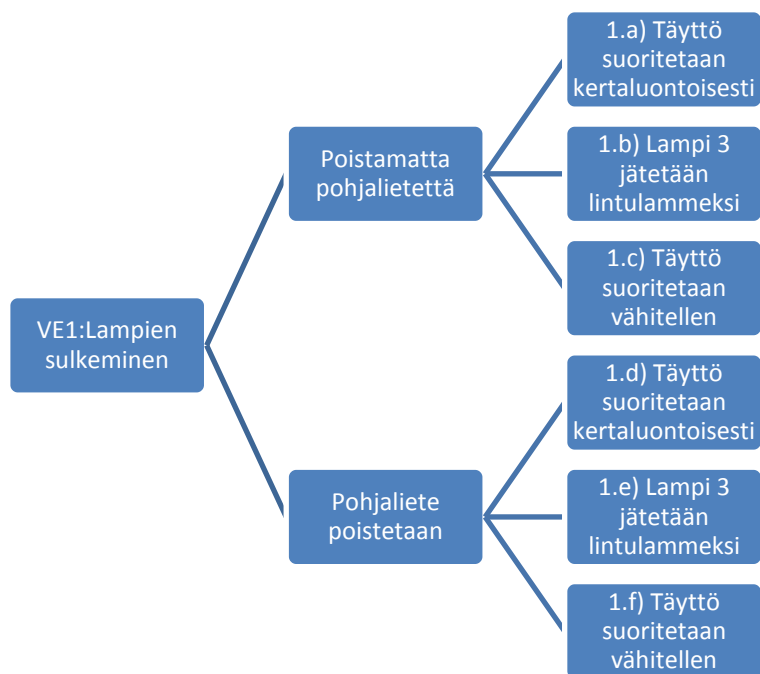
Puhdistamon jälkeistä jätevettä voidaan johtaa lammikoiden kautta talviaikaan, jolloin Iijokeen johdettavan veden laatu paranee hieman velvoitetarkkailun mitattujen haitta-aineiden osalta. Talviaikainen lammikoiden käyttäminen parantaa Iijokeen johdettavan veden laatua hieman (kuva 30). Keskimääräisesti lammikot parantavat puhdistustehoa puhdistamolta lähtevän veden poistumaan verrattuna kokonaistypen suhteen 7,2 % ja ammoniumtypen suhteen 2,2 %. Muiden haitta-aineiden osalta puhdistusteho jää alle 1 %. Lammikoiden toiminnassa on kuitenkin huomattava, että hetkellisesti lammikot saattavat heikentää Iijokeen johdettavan veden laatua.



Kuva 30. Lammikoiden keskimääräinen poistuman parannus puhdistamolta lähtevän veden poistumiin verrattuna talvien 2010 – 2012 aikana.

9.2 VE1. Lammikoiden sulkeminen

Lammikoiden sulkeminen voidaan toteuttaa kahdella tavalla. Perinteisin ratkaisu on ollut lampien täyttö ylijäämämaalla niin, että vanha sedimentoitunut liete on jätetty lammikkopuhdistamon pohjalle. Ennen täyttämistä lietettä on mahdollista stabiloida kemikaalien avulla tai muulla vastaavalla menetelmällä. Toisena vaihtoehtona on lietteen poistaminen ja käsittely ennen altaiden täyttöä. Vaihtoehdossa 1 täytettyjen lampien tilalle istutetaan sekametsää. Vaihtoehdon eräässä muunnelmassa lampi 3 voidaan myös jättää lintulammeksi. AutoCAD- ohjelmalla piirretty karttakuva vaihtoehdolle 1 on esitetty liitteessä 9. Vaihtoehdolla 1 on monta mahdollista toteutustapaa ja ne on esitetty alla olevassa kuvassa 30. Alavaihtoehtojen kustannukset vaihtelevat hieman.



Kuva 31. Puukaavio vaihtoehdon 1 alavaihtoehtoista.

Pohjasedimenttinäytteisiin perusteella **lampi yksi** sisältää kohtuullisen paljon haitta-aineita, joten lammen 1 tyhjentäminen on suositeltavaa. Altaasta tulee johtaa vedet pois syksyllä, jotta talvella jäätyminen mahdollistaa lietteen tiivistymisen helpommin käsiteltävään muotoon. Lampi tulee ohittaa. Lammen 1 sedimentit tulisi käsitellä kompostoimalla tukiaineen kanssa ja lopputuotteen haitta-ainepitoisuudet tulisi tarkistaa niin, etteivät pilaantuneen maan raja-arvot ylitä. Mikäli maa todetaan pilaantuneeksi, tulee se käsitellä asianmukaisin menetelmin. Pienimmän lammikon lietetilavuus ennen tiivistämistä on 300 m³, ja se tulee vähenemään tiivistyksen myötä.

Lammen kaksi osalta lietteet voidaan joko jättää lammen pohjalle tai poistaa ja kompostoida. Mikäli lammen liete päätetään poistaa, suositellaan samanlaista talviaikaista tiivistämistoimenpidettä myös lammelle kaksi kuin mitä lammelle 1. Tutkimuksissa otettujen lietenäytteiden perusteella lammen kaksi liete ei ylitä maatalouskäyttöön käytettävän lieteen tai PIMA- asetuksen raja-arvoja, eikä sen poistaminen ole välttämätöntä. Poistettu liete tulisi kompostoida. Lammen kaksi lietetilavuus ennen tiivistämistä on 4900 m³.

Lampi kolme sisältää vähiten sedimentoitunutta lietettä ja toimii nykyisellään lintujen levähdyspaikkana. Lietetulosten perusteella myös lammen 3 liete ei ylitä PIMA-asetuksen eikä maanviljelyskäyttöön tarkoitetun maan raja-arvoja ja näin ollen sen poistaminen ei välttämättä ole tarpeellista. Lampi voidaan joko täyttää tai maisemoida lintulammeksi. Lintulammen maisemointi koostuisi reunapenkereiden siistimisestä. Lintulammen vesi olisi pääosin puhdistamon jälkeistä jätevettä.

Altaiden tyhjennys vedestä voidaan suorittaa sulkemalla venttiilit jätevedenpuhdistamolta lampiin johtavasta putkesta ja johtamalla vedet sellaisenaan Iijokeen. Puhdistamon jälkeinen jätevesi täyttää vaaditut päästöarvot, jonka vuoksi vesien johtaminen suoraan Iijokeen on mahdollista. Mikäli puhdistamon jälkeinen pintavalutuskenttä on valmistunut, voidaan jätevedet johtaa sen kautta Iijokeen.

Veden pumppausta altaista jatketaan siihen asti, kunnes lietepatja tulee näkyviin. Altaiden liete poistetaan joko kaivamalla tai imuruoppauksella. Poistettu liete käsitellään samalla tavoin kuin aiemmin puhdistamalla syntynyt liete puhdistamon alueella. Mikäli allas tai altaat päätettäisiin tyhjentää, tulisi vedet juoksuttaa pois altaista syksyllä ja altaat ohittaa talven ajaksi. Kentän jäätyminen tiivistäisi sedimenttejä ja niitä olisi helpompi käsitellä jatkossa. Sedimenttien jäätyminen ja sulaminen rikkovat lieterakennetta ja maa tiivistyy.

Altaiden täyttö voidaan toteuttaa lisäämällä ylijäämämaita altaisiin sedimentoituneen lieteen päälle. Altaiden jätevedet tulisi johtaa pois altaista ennen täyttöoperaation alkua. Altaiden yhteenlaskettu pinta-ala on 20 460 m² ja liete sekä vesimäärien jakautuminen kolmen altaan kesken on esitetty tutkimusalueen kuvauksen yhteydessä kappaleessa 5.2. Altaiden täyttö voidaan suorittaa allaskohtaisesti. Täyttö voidaan suorittaa kertaluonteisesti täyttämällä allasalueet hiekka- ja soramailla tai vähitellen ylijäämämaiden vapautumisen mukaan. Lampien täyttö jälkimmäisessä vaihtoehdossa kestäisi arviolta 3 – 5 vuotta.

Mikäli altaita täytettäisiin vain vesitilavuuden osalta, tulisi **penkereet** hajottaa, jotta lampiin ei padottuisi vettä muun muassa sateiden aikana. Täytetty kohta olisi hyvä olla hieman koholla muusta ympäristöstä sadevesien kertymisen välttämiseksi. Penkereiden maamassat voidaan lisätä täytettäviin lampiin, jolloin tarvittavan täyttömaan määrä vähenee. Altaita ympäröivien penkereiden leveys on noin 4,3 metriä ja korkeus 1,4 metriä. Mikäli kaikki pengermä ohjattaisiin lampien täyttömaaksi, niin penkereistä saatu täyttömaa- aines olisi 4500 m³.

Liete sellaisenaan ei sisällä liian suuria määriä raskasmetalleja, mutta kantavuuden ja rakenteen vuoksi lietteen sekaan olisi hyvä seostaa haketta tai jotain vastaavaa seosainetta. Seosaineen tulisi varmistaa riittävä lietteen hygieenisuus, ehkäistä hajuhaittoja ja lisätä lietteen rakenteen kantavuutta. Valmistuneelle täytetyn lammikon paikalle tulee kasvattaa paikallisten puu- ja kasvilajien sekametsää.

Taulukoissa 21 ja 22 on arvioitu lammikoiden täyttökustannuksia. Taulukon 20 kustannukset syntyvät, kun lammikot täytetään ylijäämämailla poistamatta lammikoiden pohjalietettä. Huomattavasti kalliimpi tapa on täyttää lammikot hiekka- ja soramailla kertaluontoisesti (taulukko 21).

Taulukko 21. Täyttö poistamatta lietettä, täyttö tehdään rakentamisessa syntyvillä ylijäämämailla (maankaatopaikka), toteutuksen kesto n 3-5 vuotta nykyisen rakentamisen (ylijäämämaiden synty) mukaan laskettuna.

Toimenpide	Yksikkö ja yksikköhinta	Määrä	Kustannukset [€]
Alustavat työt, raivaus ja tieyhteys altaalle	1 erä		5000
Altaiden täyttö ylijäämämailla, ainostaan levitys ja pengerrys kustannuksena	m ³ ird*	26 000 m ³	13 000
Metsitys	m ² (1,63 e)	20 460	34 000
Puuistutukset		3000	10 000
Yhteensä			62 000

* maamassojen määrittämiseen liittyvä kerroin, lukuarvona 1,35

Taulukko 22. Täyttö poistamatta lietettä, täyttö tehdään kertaluontoisesti muualta tuotavilla maamassoilla.

Toimenpide	Yksikkö ja yksikköhinta	Määrä	Kustannukset [€]
Alustavat työt, raivaus ja tieyhteys altaalle	1 erä		5000
Altaiden täyttö (sr, hk ja mr)	m ³ ird*	30 000 m ³	156 000
Metsitys	m ² (1,63 e)	20 460	34 000
Puuistutukset	erä	3000	10 000
Yhteensä			205 000

* maamassojen määritykseen liittyvä kerroin, lukuarvona 1,35

Lampien sulkemisen osalta hinta määräytyy täytettävien maiden määrästä. Alla olevaan taulukkoon 22 on koottu kaikkien alavaihtoehtojen tarvitsema täyttömaatilavuus ja siitä aiheutuvat kustannukset. Yhteenlaskettu vesi- ja lietetilavuus lammissa on 24 000 m³. Lietteen tiivistymistä ei ole huomioitu yllä olevassa tilavuudessa ja sen vuoksi kokonaistilavuudeksi oletetaan noin 30 000 m³. Taulukon 23 kustannusarviot on laskettu taulukoiden 21 ja 22 laskuihin perustuen. Metsitys- ja puuistutuskustannuksien apuna on käytetty FCG:n Toranginjärven vaihtoehtosuunnitelmien kustannusarvioita. Vaihtoehtoihin on sisällytetty kuukauden työpanos kaivinkoneella. Lampien maapengerrysten yhteenlaskettu pituus on 1035 m, josta lammen 3 osuus 481 m, lammen 2 osuus 470 m ja lammen 1 osalta 84 m.

Taulukko 23. Alavaihtoehtojen kustannukset.

Alavaihtoehto	Täytettävän maan tilavuus, arvioitu [m ³]	Täyttökustannukset [€]
1.a) liete + ylijäämämaa	26 000	64 000
1.b) liete + lintulampi	17 000	52 000
1.c) liete + kertatäyttö	30 000	205 000
1.d) ylijäämämaa	38 000	68 000
1.e) lintulampi	23 000	56 000
1.f) kertatäyttö	38 000	241 000

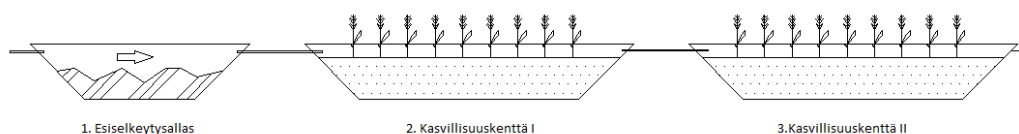
Kokonaiskustannukset kaikille vaihtoehdoille nähdään taulukosta 22. Edullisimmillaan vaihtoehto voidaan toteuttaa noin 50 000 eurolla jättämällä yksi lammikoista lintulammeksi ja jättämällä pohjalietteet paikoilleen.

9.3 VE2. Varoallas ja läjitysalue

Lammikkopuhdistamojen toimintaa voidaan myös muuttaa myös riskienhallintaa parantavaksi. Tässä vaihtoehdossa lampi 3 toimisi varoaltaana poikkeustilanteissa, lampi 2 maakaatopaikkana tai lisätilana tulevaisuuden tarpeita varten. Tässä vaihtoehdossa yksi isommista altaista voitaisiin kunnostaa varoaltaaksi turvaamaan puhdistamon toimintaa mahdollisissa ongelmatilanteissa tai virtaamien tasaamisessa. Samalla lampi toimisi lintulampena. Luonnontilaiselle suoalueelle rakennettaisiin suunniteltu pintavalutuskenttä ja se vastaisi puhdistamon jälkeisen veden laadun viimeistelystä. Lammikko 1 voitaisiin haluttaessa jättää esiselkeytysaltaaksi, mutta tällöin se tulisi kunnostaa ruoppaamalla sedimentoitunut liete pois lammesta. Tässä suunnitelmassa toinen lammista muutettaisiin maakaatopaikaksi tai kompostointialueeksi riippuen puhdistamon tarpeesta. Kompostointikentän tapauksessa lammikon pohjaliete voidaan jättää lammikon pohjalle. Kaatopaikan tapauksessa pohja tulisi tehdä niin, että se vastaa maakaatopaikalle asetettuja laatukriteerejä. Kustannukset tälle vaihtoehdolle lampien osalta olisivat samaa suuruusluokkaa vaihtoehdon 1 alavaihtoehtojen b ja e kanssa eli noin 40 000 euroa. Kokonaiskustannukset kosteikko mukaan lukien lähestyisivät 75 000 euroa. Metsitykseen kuluva kustannuksia ei ole huomioitu tässä suunnitelmassa. Karttakuva vaihtoehdosta 2 löytyy liitetiedostosta 9.

9.4 VE3. Kasvillisuuskentät

Tässä vaihtoehdossa puhdistamon lammikoiden pinta-ala hyödynnetään jäteveden jälkikäsitteilyyn (kuva 31). Lampi 1 kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi poistamalla sedimentit lammen pohjasta. Lammikosta 2 ja 3 tehdään kasvillisuuskenttiä.



Kuva 32. Vaihtoehdon 3 prosessikaavio.

Lammikko 1 kunnostetaan tyhjentämällä lietteet ja käsittelemällä ne asianmukaisesti. Kasvillisuuskentät voidaan toteuttaa kahdella eri tavalla (kuva 32). Ne voidaan toteuttaa pintavalutuskenttinä, jolloin vesi virtaa maanpinnan tasolla pohjamaan läpi. Toinen keino on istuttaa vapaan vedenpinnan kasveja kentälle, jolloin vedenpinnan korkeutta on mahdollista muuttaa. Tällaisen kentän kasvistona toimivat hyvin esimerkiksi järviruoko ja saralajit. Suositelluin tapa on rakentaa kasvillisuuskentät niin, että lammikko 2 muutetaan vapaanvedenpinnan kosteikkoa mukailevaksi kasvillisuuskentäksi ja lammikko 3 muutetaan pintavalutuskenttää mukailevaksi kasvillisuuskentäksi.



Kuva 33. Kasvillisuuskenttien toteuttamisvaihtoehdot kuvina. Vasemmalla Kiimingissä sijaitsevan pintavalutuskenttää (kuva: Kiimingin - Jäälän Vesienhoitoyhdistys ry, Lok 5), oikealla kuva Lakeuden keskuspuhdistamon kosteikosta (kuva: Savikuja 2012).

Tämän vaihtoehdon vahvuutena ovat pitkä viipymäaika ja monipuoliset olosuhteet. Kasvit pidättävät kiintoainetta ja ottavat ravinteita sedimentistä hilliten haitta-aineiden liukenemista. Esiselkeytysallas pidättää puhdistamon jälkeisen jäteveden mukana tulleen kiintoaineen ja puhdistamolla toiminnassa ollut fosforin saostuminen jatkuu altaassa jäteveden saostuskemikaalijäännösten ansiosta. Kasvillisuuskentät pidättävät myös ravinteita ja parantavat erityisesti typenpoiston tehokkuutta lisäämällä jäteveden viipymäaika. Hidas virtaus ja pieni ravinnekuormitus pinta-alaa kohden edesauttavat ravinteiden sitoutumista. Poikkileikkauspiirros vaihtoehdosta on esitetty liitteessä 12.

Kasvillisuuskenttien sedimentoitunut liete nostaa maan humuspitoisuutta ja sen on todettu parantavan kasvualustan mururakennetta. Pienet ravinnemäärät typpeä, fosforia ja eri metalleja parantavat lietteen lannoitusvaikutusta. Ennen lietteen käyttöönottoa liete tulee tiivistää jäätymistä hyväksi käyttäen, kuten vaihtoehdoissa 1 ja 2 on esitetty. Tiivistettyä lietettä on helpompi käsitellä. Lammikoiden pohjalietteen kasvualustaominaisuuksia voidaan parantaa sekoittamalla lietteen joukkoon hyvälaatuista turvetta, haketta tai kariketta. (Viheraari 2004)

Mikäli liete paljastuessaan aiheuttaa hajuhaittoja, tulee se stabiloida ennen kasvualustaksi käyttöönottoa. Stabiloimismenetelminä voidaan käyttää kompostointia, kalkkistabilointia, lämpökäsittelyä tai mädätystä (Viheraari 2004). Edullisin ja luonnollisin keino puhdistamolle on lampien pohjan lietteen käsittely samalla tavoin kuin normaalin puhdistamolietteen käsittely. Prosessi on jo olemassa. Jo käsiteltyä, prosessissa syntynyttä lietettä voidaan käyttää myös lampien kasvien kasvualustan muodostamisessa. Tällöin lampiin suunniteltujen kasviekenttien rakennus voitaisiin aloittaa aikaisemmin. Lietteen kunnostamiseksi lietettä ei välttämättä tarvitse nostaa pois lammista. Mikäli kasvipeite muodostuu hyvin lammikoihin 2 ja 3, ei stabilointia tarvita.

Esiselkeytysaltaasta jätevesi tulee ohjata vapaan vedenpinnan kasvillisuuskentälle kahdesta kohta tasaisemman vedenjakamisen vuoksi. Esiselkeytysaltaan syvyyden tulee olla vähintään yksi metri. Lammikon 2 kasvillisuuskenttä on suositeltu toteutettavan vapaan vedenpinnan kosteikkona. Tällöin järviruoko- ja saralajeja tulee istuttaa ennen kasvillisuuskentän käyttöönottoa. Istutettavien kasvilajien tulisi olla pohjoisen viileässä ilmastossa selviäviä lajeja. Tällöin lajit selviäisivät paremmin eikä kasvillisuuskenttä erottuisi niin paljon ympäristöstä. Kasvillisuuskenttä voidaan ottaa käyttöön vasta kasvien juurruttua kentän pintamaahan. Kasvipeitteen muodostamisen ajaksi vedet johdettaisiin Iijokeen suoraan puhdistamolta tai yleissuunnitelmassa kaavaillulle pintavalutuskentälle (kappale 8), mikäli se olisi jo käyttövalmis. Lammet ohitettaisiin kunnostustoimenpiteiden ajaksi. Lammenpohjan muokkaamisessa tulee välttää painanteiden muodostumista, jotta minimoitaisiin kanavoitumista.

Esiselkeytysaltaan jälkeinen kasvillisuuskenttä rakennettaisiin niin, että sen varaan voi padottaa vettä tarvittaessa. Vapaan veden pinnan kosteikon perusvesisyvyys vaihtelee 20 - 40 senttimetriin. Kosteikon vesipinta voitaisiin pitää normaalitasolla alle 30 senttimetrin, jolloin vedenpintaa voitaisiin nostaa poikkeustilanteissa 10 senttimetriä. Tällöin myös puhdistamon toimintavarmuus paranee.

Kasvillisuuskenttä 2 eli lammikkoon 3 muodostettava kasvillisuuskenttä toteutettaisiin pintavalutuskentän tyyliin. Jätevesi ohjattaisiin lammikon 2 vapaan vedenpinnan kosteikolta lammikon 3 pintavalutuskentälle lammikon idänpuoleiseen päätyyn. Sieltä jätevesi johdettaisiin lammikon länsipuolen päätyyn purkuaukolle pintavalutuksena painovoiman avulla. Itäpäätyyn voitaisiin rakentaa pieniä kampaajia, jotta veden tasainen jakautuminen paranee. Kentän tulisi olla kaltevuudeltaan noin 1 % idästä länteen. Kasvialustojen muokkausvaiheessa lampiin voitaisiin tarpeen vaatiessa rakentaa vedenohjauspatoja. Pintavalutuskenttää rakennettaessa tulee huomioida, että kentälle ei voida padottaa jätevettä suuria määriä. Kasvipeitteen syntyminen alueelle voi kestää muutaman vuoden ja se tulisi huomioida jo suunnitteluvaiheessa.

Kasvillisuuskenttien väliin voidaan rakentaa mittapato, jonka putouskorkeudeksi saadaan noin 70 senttimetriä. Padon hapensiirtokykyä voidaan tehostaa rakentamalla riittävän syvä padon jälkeinen allas, jolloin putoava vesi pääsee paremmin pyörteilemään. Sahalaitainen padon reuna myös tehostaa hapensiirtokykyä.

Tämä suunnitelma koostuu erilaisista yhdistetyistä kosteikkoratkaisuista, joten silloin typen poistumiseen olennaisimmaksi optimoinniksi tulee viipymääjan lisääminen ja kosteikkopinta-alan täysi hyödyntäminen. Kasvillisuuskenttien rakentaminen pienentää muihin yksiköihin kohdistuvaa haitta-ainekuormitusta ja lisää jäteveden käsittelyn nimellistä viipymää. Viipymän kasvu erityisesti parantaa ammoniumtypen, metallien ja fosforin pidättymistä (WEF 2010).

Vastaavanlaista systeemiä kiintoaineen ja ravinteiden laskeuttamiseen suosittelee Bjørn Kløve (2000) turvetuotantomaiden vesistökuormitusta käsittelevässä julkaisussaan. Mainittu systeemi poistaa raskaamman kiintoaineen heti puhdistamon jälkeen ja pienemmät kiintoaineet poistuisivat hitaamman virtauksen kosteikoilla. Matalampi laskeuttamisvaihe tarvitaan, jotta veden liikkeestä aiheutuvan turbulenssin negatiivinen vaikutus minimoitaisiin. Lisäksi Kløve mainitsee esimerkissään kivisen pintavalutuskentän jälkeen rakennetun kivetyn uoman, jossa nopea vedenvirtaus hapettaa vettä. Kløve mainitsee julkaisussaan myös, että tällaisella esiselkeytysaltaan, kosteikon ja kivi-uoman yhdistämisellä päästään maatalouskuormitteisilla alueilla 5 – 20 % typen poistoon. (Kløve 2000)

Vaihtoehdon 3 kustannukset koostuvat pääosin lammikoiden pohjien kunnostamisesta ja mahdollisista kasvi-istutuksista sekä raivaustöistä. Alla olevaan taulukkoon 24 on laskettu vaihtoehdon 3 kokonaiskustannukset.

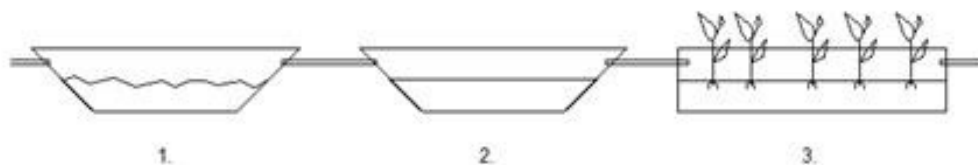
Taulukko 24. Vaihtoehdon 3 kokonaiskustannukset.

Toimenpide	Yksikkö	Määrä	Kustannukset [€]
Lammen 1 kunnostus	vastaava kuin VE 4	1 (300 m ³)	12 500
Tieyhteydet ja raivaus	1 erä		5000
Kasvualustojen muokkaus	1 erä		35 000
Kasvi-istutukset	1 erä	tarpeen mukaan	3000
Yhteensä			56 000

Kasvualustojen muokkaukseen on huomioitu kahden viikon kaivinkonetyöt. Mikäli kasvualustoihin tulee sekoittaa jotain muuta haketta, kariketta tai maata, sen hintaa ei ole sisällytetty oheisiin kustannuksiin.

9.5 VE4. Lammikko ja kasvillisuuskenttä

Tässä vaihtoehdossa lammikko 1 kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi aiempien vaihtoehtojen 2 ja 3 mukaan. Lammikko 2 kunnostettaisiin vapaanvedenpinnan kosteikoksi samalla tavoin kuin vaihtoehdossa 3. Lammikko 3 vuorostaan kunnostettaisiin ja se jätettäisiin lammikoksi. Koska lammikko 3 on edullisempaa kunnostaa lammikoksi vähäisemmän pohjalietemäärän vuoksi, tulee vedenkiertojärjestelyjä muuttaa. Tässä ratkaisussa puhdistamon jälkeinen jätevesi johdetaan esiselkeytysaltaan jälkeen lampeen 3, joka säilyisi fakultatiivisena lampena. Lammikko 2 kunnostettaisiin kasvillisuuskentäksi. Kuvassa 33 on esitetty prosessikaavio vaihtoehdosta 4. Karttakuva vaihtoehdosta on esitetty liitteessä 8.



Kuva 34. Prosessikaavio: 1. esiselkeytysallas 2. fakultatiivinen lammikko 3. kasvillisuuskenttä.

Lammikko 1 kunnostettaisiin toimivaksi esiselkeytysaltaaksi poistamalla pohjaan laskeutunut liete samoin kuin aiemmissa vaihtoehtoissa. Nostettu liete tulisi käsitellä asianmukaisesti. Esiselkeytysallas poistaa tehokkaasti kiintoainetta ja puhdistamalla käytettävää saostuskemikaalia ja tämä ratkaisu vähentää muiden yksiköiden kiintoainekuormaa. Esiselkeytysaltaan viipymäaika on lyhyt, joten ainoastaan isot ja keskisuuret kiintoainepartikkelit laskeutuvat lammikon pohjalle. Esiselkeytysaltaan kunnossapitoon kuuluu ajoittainen altaan pohjalle laskeutuneen lietteen tyhjennys ja kompostointi. Liete voitaisiin käsitellä samalla tavalla kun puhdistamalla syntyvä muu liete. Suuremmassa lammessa viipymäaika on suurempi ja levätoiminta ja laskeutuminen puhdistavat jätevettä. Lammessa viipymä on hieman suurempi verrattuna kasvillisuuskenttään ja siksi se tehostaa typen poistoa lisäämällä viipymäaikaa. Fakultatiivisesta lammesta jätevesi ohjataan kasvillisuuskentälle ja siitä luonnontilaiselle pintavalutuskentälle.

Lammikko 3 jätetään lammikoksi. Lammikkoon 3 on sedimentoitunut vähemmän lietettä, joten sen kunnostaminen uudestaan käytettäväksi fakultatiiviseksi lammeksi on edullisempaa. Vesien johtamista tulee muuttaa niin, että lammesta 1 vesi johdetaan lampeen 3 ja siitä lampeen 2, joka kunnostetaan pintavalutuskentäksi samalla tavalla kuin vaihtoehdossa 3. Lammessa typpi poistuu jo kohtalaisesti. Typen poistoa voitaisiin tehostaa asettamalla kunnostettuun lampeen tätekappaleita, mutta tätekappaleiden käyttö lisää ajoittaisen huollon tarvetta. Tätekappaleet lisäävät bakteerien kiinnityspintoja ja siten mahdollistavat tehokkaamman typen poiston.

Koska liete näytteiden perusteella on lannoitteeksi sopivaa, voidaan se myös siirtää lampeen 2, jotta pohja saadaan korkeammaksi. Lisäksi lietteen sekaan tulisi mahdollisesti sekoittaa kasvien kasvua tukevia maa-aineksia. Lammikko tyhjennettäisiin vesistä ja tarvittavat lietteen kunnostustoimet suoritettaisiin. Kasvien suhteen kentälle voidaan istuttaa tyypillisiä tehokkaita rakennetuilla kosteikoilla käytettyjä pohjoisessa selviäviä kasveja,

kuten esimerkiksi järviruokoa. Toinen vaihtoehto on, että kenttä jätetään rauhaan muutamaksi vuodeksi, jolloin kentälle kehittyy luonnonmukainen kasvipeite. Kasvillisuuskentälle voidaan myös istuttaa lähiympäristön kasveja nopeuttamaan kasvipeitteen syntyä.

Integroidun systeemin etuina voidaan pitää tehokasta typen poistoa ja kaikkien tarvittavien olosuhteiden luomista. Lammikko ja kasvillisuuskenttä takaavat myös pidemmän viipymääjan, jolloin typen poisto tehostuu. Monivaiheisen prosessin etuna ovat kiintoainekuorman kevennys jo heti systeemin alussa ja myöhemmät vaiheet vahvistavat typen, patogeenien ja muiden pieninä pitoisuuksina esiintyvien haitta-aineiden poistumista. Lammikon jälkeinen pintavalutuskenttä hillitsee levien siirtymistä muihin prosessin vaiheisiin. Lammikko systeemissä vuorostaan tehostaa typen poistoa levien ja anaerobisten olosuhteiden kautta.

Vaihtoehto 4 tarjoaa lukuisia mahdollisuuksia tehostaa yksiköiden toimintaa ja haitta-aineiden poiston optimointia. Optimoinnin onnistumiseksi olisi tärkeätä seurata yksikköjen puhdistustuloksia sekä niissä tapahtuvia prosesseja. Esiselkeytysaltaan kannalta olennaisimmat toimintaan vaikuttavat prosessit ovat saostus- ja sedimentaatioprosessit ja niiden ymmärtäminen. Lammen kannalta seurannan kohteena tulisi olla sen talvi- ja kesäaikainen toiminta, sillä ne poikkeavat huomattavasti toisistaan. Kesäaikaan levä- ja mikrobikantoja ja niiden biomassan tuotantoa tulisi seurata, jotta osattaisiin ohjata prosessin olosuhteita haluttuja eliöitä suosivaksi.

Sedimenttitulosten perusteella lammikko 1 pidättää hyvin haitta-aineita ja se on kannattavaa jättää esiselkeytysaltaaksi ennen varsinaista prosessia. Saostuskemikaali ja osa haitta-aineista pidättyvät hyvin puhdistamon jälkeiseen lampeen. Erityisesti alumiinin, kalsiumin, raudan ja fosforin suhteen tämä ratkaisu olisi erittäin hyvä. Vaihtoehdon 4 kustannukset on esitetty taulukossa 25. Kunnostettu lammikko voi toimia myös kuormitusten tasaajana, jolloin myöhempien vaiheiden kuormitus poikkeustilanteissa tai rankkasateiden johdosta pienenee. Lammessa viipymäaika on myös hieman suurempi pintavalutuskenttään nähden. Lammen osalta kuitenkin on huomioitava, että typenpoistoon erikoistuneet leväkasvustot ovat kesäisin hyvässä kunnossa, ja että niiden tuottamaa leväbiomassaa on poistettava aika ajoin.

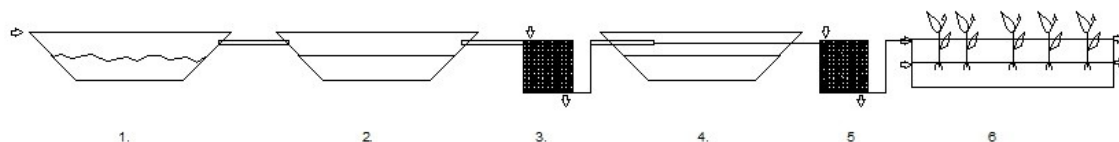
Taulukko 25. Vaihtoehdon 4 kustannukset.

Toimenpide	Yksikkö	Määrä	Kustannukset [€]
3. lammen tiivistetyn (jäällä) pohjalietteen poisto lampeen 2 kaivinkonetyönä	m ³ ird*	2500 m ³	5 000
Lammesta 2 viemärointi kosteikolle	m	80 m/ 2 kpl (k)	12 500
Lammen 1 lietteen poisto ja kompostointi	m ³ rtr	300 m ³	12 500
Viemärointi lammesta 1 lampeen 3	m	80 m/ 2 kpl (k) = 2 kaivoa	12 500
Yhteensä			42 500

* maamassojen määritykseen liittyvä kerroin, lukuarvona 1,35

Lammen 3 kunnostamiskustannusten laskentaan on sisällytetty yksi viikko kaivinkonetyötä tiivistetylle lietteelle. Lammen 1 lietteen poiston kestoksi on laskettu kaksi työpäivää. Vaihtoehdon kokonaiskustannukset ovat noin 42 500 euroa.

9.7 VE5. Lammikot ja kivisuodattimet



Kuva 35. Vaihtoehdon viisi prosessikaavio (1. esiselkeytysallas; 2. ja 4. fakultatiivisia lampia; 3. ja 5. kivisuodattimet, 6. kosteikko)

Nykyisellään lammikoiden pohjalla tapahtuu typen denitrifikaatiota ja mädätysprosesseja. Nämä prosessit tuottavat typpikaasua sekä muita kaasuja, joiden seurauksena pohjan sedimentit lähtevät liikkeelle liueten jäteveeseen. Tämän vaihtoehdon tarkoituksena on tehostaa lammissa jo ennestään tapahtuvaa typen poistoa ja hillitä lampien leväkasvusta ja kiintoaineen irtoamisesta aiheutuvia ongelmia lammikoiden jälkeen rakennettavien kivisuodattimen avulla. Hyvän jäteveden laadun varmistamiseksi myös kosteikko tulisi sisällyttää jäteveden viimeiseksi ratkaisuksi. Lammet tässä systeemissä sitovat typpeä sedimentoitumisen, levien sitoman biomassan ja denitrifikaation avulla.

Kivisuodattimet vuorostaan tehostavat hapen siirtoa systeemiin ja vauhdittavat typen prosesseista hitaasti tapahtuvaa nitrifikaatiota. Tässä vaihtoehdossa typen poiston ideana on vuorotella typen eri prosessien vaiheita ja tarjota hyvät olosuhteet kaikille typen poistumisreiteille.

Tässä vaihtoehdossa lampien pohjaliete tulisi stabiloida tai ruopata pois kiintoaineen vapautumisen hillitsemiseksi kaikista lammista. Lammikon yhteyteen rakennettu kivisuodatin myös pysäyttäisi kiintoaineen ja leväkasvuston kulkeutumista. Karttakuva vaihtoehdosta on esitetty liitteessä 8.

Kivisuodattimet voitaisiin rakentaa kiven, hiekan ja soran kerroksista. Suodattimia tulisi huoltaa säännöllisin väliajoin. Koska systeemi perustuu suureksi osaksi myös lampien puhdistustehokkuuteen typen suhteen, tulisi levien tuottamaa biomassaa poistaa aika ajoin. Vastaavanlaisia systeemejä on toteutettu ulkomailla, mutta useimmiten tämä vaihtoehto on verraten kallis kilpailijoihinsa nähden ja sen vuoksi vaihtoehto on varsin harvinainen erityisesti pohjoisilla alueilla. Myös suurin hyöty lampien levistä tulee olemaan lyhyen kesän aikana ja puhdistustulokset heikkenevät talviaikana.

10. Vaihtoehtojen vertailu

Vaihtoehtojen vertailu on tehty arvioimalla kunkin vaihtoehdon vaikutuksia viidestä eri näkökulmasta. Vaihtoehtojen vertailuun on otettu kappaleen 9 lammikoiden toteutusvaihtoehtoista todennäköisimmät ja käyttökelpoisimmat ratkaisut, joita ovat vaihtoehto 1b, vaihtoehto 3 ja vaihtoehto 4. Vaihtoehdossa 1b kolmiosainen lammikkopuhdistamon lammikot 1 ja 2 suljetaan täyttämällä ne ylijäämämailla. Lammikko 3 jätetään lintulammeksi. Vaihtoehdossa 3 vuorostaan lammikko 1 kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi, lammikko kaksi muutetaan toiminnaltaan vapaan vedenpinnan kosteikoksi ja lammikko 3 pintavalutuskentäksi. Vaihtoehto 4 koostuu esiselkeytysaltaasta, fakultatiivisesta lammikosta ja kasvillisuuskentästä. Vertailuun valitut vaihtoehdot ovat kohtuullisen edullisia toteuttaa ja sopivat hyvin Taivalkosken jätevedenpuhdistamon tarpeisiin.

Vaihtoehtoja on siis tarkasteltu haitta-aineiden poistumisen (taulukko 26), vesitekniikan mitoitustekijöiden (taulukko 27), ekologisten (taulukko 28), sosiaalisten (taulukko 29) ja taloudellisten vaikutusten näkökulmista (taulukko 30). Vaihtoehto 1 edustaa perinteisintä lammikkopuhdistamojen sulkemISRatkaisua, kun taas vaihtoehtoissa 3 ja 4 lammikkopuhdistamojen pinta-ala on pyritty hyödyntämään mahdollisimman hyvin puhdistamon jälkeisen jäteveden puhdistamiseen.

Taulukko 26. Vaihtoehtojen vertailu haitta-aineiden poiston suhteen.

Näkökulma	Vaihtoehto 1b	Vaihtoehto 3	Vaihtoehto 4
Typen poiston tehokkuus	Ainoastaan luonnon-suolle rakennettava pintavalutuskenttä parantaa puhdistamon jälkeistä typen poistoa, jolloin kokonaistypen poistotehokkuus on välillä 20 – 40 %.	Pintavalutuskentälle ja kosteikolle kohdistuu pienempi kuormitus. Pintaalan kasvu tehostaa erityisesti ammonium-typen poistumaa. Menetelmällä voidaan päästä 40 – 70 % ammoniumtypenpoistumiin.	Typen poisto tehostuu sekä pintavalutuskentillä, joita on kaksi ja myös lammessa. Systeemi on VE 1 ja VE 3 vahvempi häiriötilanteissa koska sekä levät että suon prosessit puhdistavat. Typen poistolla voidaan parhaassa tapauksessa päästä hyviin poistumiin.
Patogeenit	Pintavalutuskentällä suurin osa patogeeneista kuolee.	Systeemin pitkä viipymä-aika tehostaa patogeenien tuhoutumista huomattavasti. Hygieenisin vaihtoehdoista.	Lammen prosessit saattavat ajoittain aiheuttaa suuria koliformisten bakteerien pitoisuuksia, mutta pintavalutuskentillä ne tuhoutuvat tehokkaasti.
Kiintoaineen ja orgaanisen aineen poiston tehokkuus	Puhdistusteho vaihtelee eri kosteikoilla, puhdistusteho arviolta välillä 50 - 80 % kuormituksesta riippuen.	Paranee VE1b nähden, koska puhdistavia yksikköjä ja pintavalutuskenttiä on useampia. Uudet kentät alussa saattavat lisätä kiintoaine-kuormaa ennen kuin kenttien toiminta vakaantuu.	Pääprosesseina sekä sedimentoituminen että pintavalutuskentällä tapahtuva pidäytyminen. Kiintoaine pidättyy erilaisin tavoin.

Taulukko 27. Vaihtoehtojen vertailu vesiteknikan mitoitustekijöiden näkökulmasta.

Näkökulma	Vaihtoehto 1b	Vaihtoehto 3	Vaihtoehto 4
Pinta-ala tehokkuus	Puhdistuspinta-ala käytetty maisemoituihin metsä- ja lintulampi alueisiin. Hyödynnetty pinta-ala 1,5 ha.	Hyödynnetty ja jäteveden jälkikäsittelyyn käytetty kosteikoala yhteensä 3,5 ha.	Pinta-ala hyödynnetty kosteikkopohjaisena alana 2,5 ha ja 1 ha on lammikkopuhdistamo käytössä.
Paras käyttö-kelpoinen tekniikka	Käytössä, sillä pintavalutus on sitä.	Käytössä ja koko systeemi perustuu siihen.	Käytössä, sovelletaan lampien ja kosteikon yhteisvaikutusta.
Toiminta-varmuus poikkeus-tilanteissa	Tavallinen toimintavarmuus, suurien tulvien tai rankkasateiden aikaan voi ilmetä orgaanisen aineen huuhtoutumista kentältä.	Toimintavarmuus paranee. Poikkeustilanteissa lammikon 2 kosteikkoa voi padottaa ja siten tasata kuormitusta. Suuri pinta-ala tasoittaa poikkeavien olosuhteiden vaikutuksia.	Lammikko tasaa kuormaa systeemin alussa. Lammikko voi toimia varoaltaana. Myös kasvillisuuskenttää voi padottaa hieman. Toimintavarmuus paranee.
Veden laadun vaihtelevuus	Kohtuullisen vakaa veden laatu. Pintavalutuskentän vakiintuminen alussa voi aiheuttaa hieman päästöjä.	Veden laadun vaihtelu riippuu kasvillisuuskenttien toimivuudesta. Mikäli kentät ovat kaikki vakiintuneet, laatu pitäisi olla vakaa ja hyvä.	Lampi systeemin alussa saa aikaan hieman vaihteluita, mutta lopputulokseen sillä ei ole paljoa vaikutusta kenttien toiminnan ansiosta.
Toiminta ympäri-vuotisesti	Toimii.	Toimii.	Toiminta talvella monipuolisempaa kuin muilla vaihtoehdoilla.
Viive systeemissä, reagointi-herkkyys	Reagoi heti suurempiin kuormituksiin ja silloin aikaan pintavalutuskentän tehokkuus heikkenee. Luonnontilaista kenttää ei voi padottaa.	Kuormitus jakautuu tasaisemmin ja lammikon 2 kenttää on mahdollista padottaa, jotta virtaus saadaan tasaisemmaksi. Vesipinnan nousu hetkellisesti saattaa lisätä anaerobisten kohtien	Lampi tasaa kuormaa, samoin kuin yksi pintavalutuskenttä, jota voidaan myös kevyesti padottaa.

		määrää.	
Viipymä	Ainoastaan pintavalutuskentän viipymä, joka on 3 d maksimissaan.	Pitkä viipymäaika (6 – 12 d), joka parantaa puhdistustehokkuutta.	Teoreettisesti pisin viipymäaika vaihtoehtoista, kosteikoilla 5 – 9 d, lisäksi viipymä lammikossa.
Parantelu- ja tehostamis- mahdollisuudet	Pintavalutuskenttien tehostamistoimenpiteet (hapettava mittapato, ajotavan valinta, vuorottelu ym).	Pintavalutuskenttien toimenpiteet. Lisäksi kasvillisuuskenttien viipymää voidaan parantaa mm. virtausreittien suunnittelulla ja veden virtauksen mutkittelulla sekä vedenpinnan korkeuden säätelyllä.	VE3:n ja VE1b:n toimenpiteiden lisäksi voidaan parantaa lammen toimintaa muun muassa täytekappaleilla tai suodattimilla.
Systeemin käyttöikä	Pintavalutuskenttien teoreettinen käyttöikä 15-20 vuotta.	Käyttöikä pitempi kuin VE1b:ssä kevyemmän kuormituksen vuoksi.	Käyttöikä pitempi kuin VE1b:ssä kevyemmän kuormituksen vuoksi.
Vaihtoehtojen muunneltavuus	Ei voida muuttaa vaihtoehdoksi 3 tai 4.	Vaihtoehto on kallis muuttaa vaihtoehdoksi 4. Sen sijaan muuttaminen vaihtoehdoksi 1b mahdollista.	Vaihtoehto voidaan halutessa muuttaa vaihtoehdoksi 3 tai 1b verrattaen pienin kustannuksin.

Taulukko 28. Vaihtoehtojen 1, 3 ja 4 vertailu ekologisten vaikutusten näkökulmasta.

Näkökulma	Vaihtoehto 1b	Vaihtoehto 3	Vaihtoehto 4
Lintujen viihtyminen	Lintulampi lintujen käyttöön, pidemmällä aikavälillä lammikko palautuu luonnonmukaisemmaksi.	Kasvillisuuskentät tarjoavat levähdysalueen linnuille. Järviruokokenttä lisää alueen monimuotoisuutta.	Fakultatiivinen lampi yhdessä kasvillisuuskenttien kanssa tarjoaa linnuille monimuotoisen levähdysalueen.
Vaikutukset maaperään	Entinen liete pysyy maassa, mutta haitallisin pohjaliete on poistettu. Luonnontilainen lähialueen suo muuttuu jälkikäsitteilykentäksi.	Kasvit ja ruo'ot muuttavat toiminnallaan pohjalietettä ravinteiden ottonsa kautta luonnonmukaisemmaksi. Luonnomukainen puhdistusratkaisu.	Luonnonmukainen puhdistusratkaisu.
Vaikutus vesistöön	Pintavalutuskenttä vaikuttaa positiivisesti Iijokeen johdettavaan veden laatuun. Haitta-aineet pidättyvät kentälle.	Haitta-aineet pidättyvät kentille tehokkaasti. Viipymäaika ja hidas virtaus tehostavat erityisesti pienten partikkelien ja ravinteiden pidättymistä.	Haitta-aineet pidättyvät sekä kentille että lampeen. Lammesta niitä on mahdollista poistaa helposti aika ajoin.
Kasvillisuus, puusto, monimuotoisuus	Puut ja pensaat kuolevat pintavalutuskentältä, sillä niiden ravinteiden kierto on hidas ja tällöin vaikutukset näkyvät eniten niissä. Monimuotoisuus saattaa vähentyä hieman jäteveden virtauksen suosiessa tiettyjä lajeja. Toisaalta lajien monimuotoisuus voi kasvaa metsitetyillä alueilla ja lintulammen osalta.	VE1b. vaikutukset pintavalutuskentän osalta. Kasvillisuuskenttien lajit ovat hieman köyhempiä kuin luonnontilaisen alueen alkuperäiset lajit.	VE1b. vaikutukset pintavalutuskentän osalta. Kasvillisuuskentän kasvillisuus hieman köyhempää kuin luonnontilaisen suon kasvillisuus. Lampi lisää alueen monimuotoisuutta.
Luonnonmukaisuus	Toteutuu.	Toteutuu.	Toteutuu.

Taulukko 29. Vaihtoehtojen 1, 3 ja 4 vertailu sosiaalisten vaikutusten näkökulmasta.

Toimenpide	Vaihtoehto 1b	Vaihtoehto 3	Vaihtoehto 4
Matkailu ja viihtyvyys	Lammikoiden alue maisemoidaan metsä ja lampi alueeksi, jolloin se sulautuu ympäristöön hyvin.	Kasvillisuuskentät muotoutuvat ajan kuluessa yhä luonnontilaisemmaksi. Aluksi kasvipeitteen muodostumista ennen alue heikentää yleistä viihty-vyyttä.	Kasvillisuuskentällä vaikutus sama kuin VE3 kohdalla. Kesäisin lampeen muodostuvat levät heikentävät viihtyvyyttä.
Meluhaitat, hajuhaitat	Melua syntyy hieman ainoastaan rakennusvaiheessa.	Melua syntyy hieman ainoastaan rakennusvaiheessa.	Levälammen biologiset prosessit hoitamattomina voivat aiheuttaa lieviä hajuhaittoja ajoittain. Melua voi ilmetä hieman rakennusvaiheessa.
Liikkuminen ja maankäyttö	Ainoa rajoitettu alue on pintavalutus-kenttä.	Puhdistamon koko alue tehokkaassa käytössä ja liikkumista rajoitettu.	Puhdistamon koko alue tehokkaassa käytössä ja liikkumista rajoitettu.

Taulukko 30. Vaihtoehtojen 1, 3 ja 4 taloudellisten vaikutusten arviointi.

Toimenpide	Vaihtoehto 1b	Vaihtoehto 3	Vaihtoehto 4
Rakennus-kustannukset	52 000 e	56 000 e	43 000 e
Vuosittaiset huoltotoimenpiteet	Pintavalutuskentän huoltotoimenpiteet.	Pintavalutuskenttien huoltotoimenpiteet.	Pintavalutuskentät ja lammen huolto, johon sisältyy ajoittainen lietteen keruu (kerran 10 v) ja levien biomassan keruu aika ajoin.
Energiatehokkuus	Hyvä. Suunnitelmiin ei sisälly pumppausta eikä muita sähköä tarvitsevia käsittelyvaiheita.	Hyvä. Energiaa ei kulu veden puhdistukseen.	Hyvä. Energiaa ei kulu veden puhdistukseen.

11 Johtopäätökset

Tutkimusten perusteella voidaan todeta, että pintavalutuskentäksi kaavailtu kosteikkoalue soveltuu pintavalutuskentäksi erittäin hyvin. Pintavalutuskentän kaltevuudeksi mittausten perusteella tulisi 9 %, ja tällöin kaltevuus on riittävä ja hyväksyttävä. Kaavaillon pintavalutuskentän kaltevuus on tulopään lähellä vähän keskiarvoa pienempi ja kenttä jyrkkenee keräilyojan läheisyydessä hieman viimeisen 40 metrin matkalla. Suurimmaksi osaksi kentän turvepaksuus on yli 1,5 metriä ja turvepaksuuden todettiin olevan 0,4 metriä ainoastaan yhdessä mittauspisteessä keräilyojan läheisyydessä.

Suoalueen hydrauliset johtavuudet ja maatuneisuusarvot vastaavat jo olemassa olevien pintavalutuskenttien arvoja ja kentän voidaan olettaa toimivan vastaavanlaisesti. Kaavaillon suoalueen keskimääräinen hydraulinen johtavuus on $8,8 \cdot 10^{-4}$ m/s. Suoalueen maatuneisuus vaihtelee von Postin- asteikon mukaan H1- H6. Pintavalutuskentän suosituksen mukaan pintavalutuskentäksi kaavaillon suon tulisi olla heikosti maatunutta eli Von Postin asteina maatuneisuus tulisi olla välillä H1 – H3. Mittaustulosten perusteella voidaan todeta, että suurimmaksi osaksi suon turve on heikosti maatunutta. Suoalueen turpeen huokoisuus on keskimäärin 79,4 %. Kasvillisuuskartoituksen perusteella voidaan todeta, että suoalueen kasvillisuus on tyypillistä pohjoisten soiden kasvillisuutta. Suolla kasvaa metsittyneelle rämesuolle tyypillisiä kasvilajeja. Suoalueen mittaustuloksien perusteella laadittiin pintavalutuskentän yleissuunnitelma (kuva 28 sivulla 94). Tulosten perusteella suon itäinen laita on hieman alttiimpi oiko-virtauksille ja sen toimintaa ensimmäisen vuoden käytön aikana tulee seurata. Pintavalutuskentän yleissuunnitelman ja mittaustulosten perusteella pintavalutuskenttänä voidaan käyttää koko suunniteltua 1,5 hehtaarin aluetta.

Tutkimusten perusteella suunnitellun pintavalutuskentän voidaan olettaa parantavan puhdistamon jälkeistä jäteveden laatua noin 50 – 70 % BOD_{7:n}, 70 – 80 % kiintoaineen, 60 – 90 % fosforin sekä 20 – 40 % kokonaistypen suhteen. Haitta-aineiden poistumat ovat hyviä virtaaman ja lähtöpitoisuuksien ollessa suuria, mutta saattavat heikentyä ajoittain, mikäli kentälle tulevan veden haitta-ainepitoisuus on erittäin pieni. Koska kentälle tuleva fosforin pitoisuus on todella pieni, voi pintavalutuskenttä ajoittain lisätä hieman fosforin pitoisuutta lähtevässä vedessä. Pintavalutuskentän hydraulinen kuorma voi ajoittain olla suositusarvoja suurempi. Pintavalutuskenttä 10 senttimetrin vesisyvyydellä saavuttaa 2,8 vuorokauden minimiviipymän arvon, mikä mahdollistaa teoreettisesti typen eri muotojen poistumisen pintavalutus-kentällä. Pintavalutuskentän voidaan tutkimusten perusteella

olettaa toimivan hyvin, se voidaan rakentaa suositusten mukaisesti ja siltä voidaan odottaa hyviä puhdistustuloksia eri haitta-aineiden suhteen. Erityisesti suurien haitta-ainekuormien aikana pintavalutuskentän poistumat haitta-aineille ovat erittäin hyviä. Suunnitellun pintavalutuskentän arvioidut rakennuskustannukset ovat noin 35 000 euroa.

Lammikotutkimusten tulosten perusteella voidaan todeta, että happipitoisuudet lammissa ovat hyvät (noin 4 mg/l) talviaikaan, sydäntalvea lukuun ottamatta. Otettujen sedimenttinäytteiden perusteella todetaan, että pienimmän lammen 1 sedimentti sisältää kohtuullisen runsaasti haitta-aineita. Maatalouden asettamat kynnsarvot lannoitteeksi käytettävästä lietteestä täyttyvät, mutta PIMA- asetuksen mukaiset ohjearvot eivät. Lammen 1 osalta kadmium ylittää PIMA- asetuksen kynnsarvon, seleeni alemman ohjearvon ja kupari ja sinkki ylemmän ohjearvon. Suurempien lampien 2 ja 3 haitta-ainepitoisuudet alittavat vaaditut kynns- ja ohjearvot. Lammikko 1 on liki täynnä lietettä, joka sisältää kohtuullisesti haitta-aineita. Mittaustulosten perusteella lammikon 1 tyhjennystä lietteestä suositellaan. Tutkimuksien mukaan lammikon 2 lietepaksuus on noin 40 - 50 senttimetriä ja lammikon 3 lietepaksuus noin 20 - 35 cm.

Lammikoiden toimintaa analysoitiin myös tilastollisesti. Pitkäaikaisen toiminnan seurannan tuloksena voidaan todeta, että lammet ovat suoriutuneet puhdistustavoitteista kohtalaisen hyvin vuoteen 2007 saakka. Aikavälin 2010 - 2012 tarkastelussa ilmeni, että nykyisellään lampien ympärivuotinen toiminta ei edistä jäteveden puhdistamista BOD₇:n, COD:n, kiintoaineen suhteen. Kesäaikainen typen eri muotojen poisto toimii hyvin, mutta erityisesti kiintoaineen pitoisuus lammikoista lähtevässä vedessä nousee huomattavasti. Talviaikaan lammikkopuhdistamo parantaa hieman puhdistamon jälkeistä jäteveden laatua, mutta ympärisvuotisesti tarkasteltuna BOD₇:ia, COD:ia ja kiintoainetta vapautuu enemmän kuin mitä talvella pidättyy. Lammikoiden keskinäisiä eroja selvitettiin tehostetun tarkkailun avulla vuoden 2012 heinäkuusta marraskuuhun. Tehostetun tarkkailun tuloksista ilmenee, että kokonaistypen ja ammoniumtypen suhteen lammikko 3 on saavuttanut suurimmat poistumat. Kokonaistyyppiä on poistunut lammikossa 3 24 % ja ammoniumtyyppiä 20,9 %. Lammikko 1 on ollut erityisen tehokas nitraatti/nitriittitypen suhteen ja sen poistuma puhdistamon jälkeisestä vedestä on hieman alle 57 %. Tuloksista ilmenee myös, että kiintoaine on lisääntynyt huomattavasti lampien toiminnan seurauksena puhdistamolta lähtevästä pitoisuudesta 3 mg/l lampien jälkeiseen 17,5 mg/l. Lammikko 2 on nostanut biologisen hapenkulutuksen arvoa kesäaikaan eniten.

Nykyisin kolmiosainen lammikkopuhdistamo heikentää puhdistamon lähtevän veden pitoisuuksia erityisesti BOD_{7:n}, COD:n ja kiintoaineen suhteen. Lammikoiden uusiokäyttömahdollisuuksia selvitettiin, ja tutkimusten sekä mittaustulosten perusteella lammikoille on esitelty tässä diplomityössä kaiken kaikkiaan 5 vaihtoehtoa. Näistä viidestä vaihtoehtoista kolme ovat erityisen toteuttamiskelpoisia.

Vaihtoehdon 1 mukaan lammikko 1 jatkaa toimintaa selkeytysaltaana, lammikko 2 suljetaan täyttämällä se Taivalkoskella ja lähialueilla muodostuvilla ylijäämämailla ja lammikko 3 toimii lintulampena. Täytetyn lammikon 2 alueelle istutetaan puita ja lammikkopuhdistamon alue maisemoidaan lähiympäristöön sopivaksi. Lammikoiden 2 ja 3 lietteet voidaan jättää lammikoiden pohjalle, sillä ne eivät ylitä PIMA- asetuksen ohjearvoja haitta-aineidensa suhteen. Tilastollisen analyysin perusteella todettiin lammikon 1 toimivan hyvin puhdistamolta lähtevän veden selkeyttäjänä, joten lammikko 1 on suositeltu tyhjennettäväksi ja kunnostettavaksi jatkamaan nykyisenlaista toimintaansa sedimentoitumis- ja selkeytysaltaana. Vaihtoehto 1 edustaa perinteisintä Suomessa toteutettua lammikoiden sulkemiskäytöstä ja sen kustannusten on arvioitu olevan noin 50 000 euroa.

Vaihtoehto 3 koostuu esiselkeytysaltaasta (1), kasvillisuuskentästä (2) ja pintavalutuskentästä (3). Lammikko 1 kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi pohjalietteen poistamisella. Lammikko 2 muutetaan toiminnaltaan muistuttamaan vapaan vedenpinnan kosteikkoa. Lammikon 2 liete jätetään lammen pohjalle ja sitä käytetään kasvualustan pohjamaana yhdessä mahdollisesti tarvittavan tukiaineen kanssa. Lammikon 2 kasvien tulee olla 20 – 40 senttimetrin vesisyvytydessä selviäviä kasvilajeja, esimerkiksi järviruokoa. Lammikko 3 muutetaan pintavalutuskentäksi tyhjentämällä lammikko jätevedestä. Lammikoiden kasvipeitteen muodostumisen vuoksi lammikoiden annetaan olla vedettöminä talven yli, jotta pohjaliete tiivistyy jäätyksen ansiosta. Sen jälkeen lammikoiden kasvipeitteen kasvua tehostetaan tukiaineiden ja/tai kasvi-istutusten avulla. Lammikoiden 2 ja 3 väliin voidaan rakentaa ilmastuspato, joka hapettaa läpikulkevan veden tehokkaasti. Vaihtoehdon 3 kustannusten on arvioitu olevan noin 55 000 euroa.

Vaihtoehto 4 koostuu esiselkeytysaltaasta (1), yksiosaisesta lammikkopuhdistamosta (3) ja kasvillisuuskentästä (2). Lammikko 1 kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi vaihtoehtojen 1 ja 3 mukaisesti. Lammesta 2 tehdään kasvillisuuskenttä vastaavanlaisesti kuin vaihtoehdossa 3. Lammikko 3 toimii fakultatiivisena lammikkopuhdistamona. Vaihtoehdossa 4 haitta-aineiden poisto tapahtuu osaksi lammikkopuhdistamon ja osaksi kasvillisuuskentän

puhdistusmekanismeilla. Vaihtoehdon 4 kustannuksia nostavat putkityöt, joilla alkuperäistä veden virtausta muutetaan johtamalla jätevesi ensin lammikkon 3 kautta kasvillisuuskentälle, joka on muodostettu lammikosta 2. Vaihtoehdon 4 kustannuksiksi on arvioitu noin 68 000 euroa.

Vaihtoehto 1 painottaa lammikkopuhdistamon sulkemista ja alueen maisemointia. Se on turvallinen ja perinteinen ratkaisu, mutta silloin kolmiosaisen lammikkopuhdistamon pinta-ala (2 ha) jää hyödyntämättä jätevesien jälkikäsittelyssä. Vaihtoehto 3 on toiminnaltaan ja virtausjärjestelyiltään yksinkertainen, helppohoitoinen ja pitkäikäinen ratkaisu. Lammikoiden pinta-alan hyödyntäminen kasvillisuus- ja pintavalutuskenttinä vähentävät pinta-alakohtaista kuormitusta, pidentävät viipymääaikaa ja lisäävät puhdistamon toimintavarmuutta poikkeustilanteissa. Vaihtoehto 4 on myös monipuolinen ja hyödyntää erilaisia jätevesien puhdistamismenetelmiä lammikon ja kasvillisuuskentän yhdistelmänä. Jäteveden viipymääika on pisin vaihtoehdossa 4, mutta tämä vaihtoehto tarvitsee myös ajoittaista huoltoa leväbiomassan keruun muodossa. Vaihtoehto 4 hyödyntää sekä leväettä kosteikkopohjaisia puhdistusmekanismeja ja on siksi vaihtoehdoista monipuolisin ja innovatiivisin. Kuitenkin veden kierron muuttaminen ja ajoittainen huolto tekevät vaihtoehdosta työläämmän toteuttaa kuin vaihtoehto 3. Kaikkien vaihtoehtojen perään sopii aiemmin suunniteltu pintavalutuskenttä luonnonsuoalueelle.

Kosteikkojen ja pintavalutuskenttien toimintaa havainnollistetaan usein hydraulisen kuorman arvon avulla. Arvo kertoo johdettavan jäteveden määrän suhteutettuna puhdistukseen käytettävien kenttien pinta-alaan. Koska vaihtoehdot nähdään puhdistamon jälkeisen jäteveden tehostamistoimenpiteinä ja aiemmin esitetyn luonnonsuolle rakennettavan pintavalutuskentän lisätoimenpiteinä, on hydraulisen kuorman arvioihin sisällytetty myös pintavalutuskentän pinta-alan vaikutus. Vaihtoehdon 1 mukaan hydraulinen kuorma hehtaarin alaa kohden olisi suurin (35 kg/d), sillä ainoa jäteveden jälkikäsittely yksikkö on luonnonsuolle rakennettu pintavalutuskenttä. Vastaavasti vaihtoehdon 3 hydraulinen kuorma on pienin eli noin 15 kg/d ja vaihtoehdon 4 hieman suurempi 21 kg/d hehtaaria kohden. Vaihtoehto 4 on kallein rakentamiskustannuksiltaan samoin kuin käyttökustannuksiltaan. Vaihtoehdot 1 ja 3 ovat rakennuskustannuksiltaan liki samansuuruiset. Vaihtoehtojen 3 ja 4 selkeä etu on myös muunneltavuus sekä ajotavoissa että toiminnassa ja ne voidaan palauttaa vaihtoehtoon 1 eli lammikoiden sulkemiseen tarvittaessa. Vaihtoehto 1 ei ole helposti muunnettavissa muiksi vaihtoehdoiksi.

Lammikosta muutetun yksittäisen kasvillisuuskentän tuoma hyöty typen poistumiseen jätevedenpuhdistamon kokonaistypenpoiston lisäksi on karkeasti arvioituna noin 10 - 20 % typen kokonaismäärästä. Vaihtoehdon 4 lammikko 1 poistaa tilastollisen analyysin perusteella kesäaikaan noin 25 % kokonaistyppeä ja talviaikana hieman alle 10 %. Huomioon ottaen vaihtoehtojen kustannukset ja toimenpiteet, on vaihtoehto 3 kannattavin. Se parantaa sekä typen että muiden haitta-aineiden poistoa monipuolisesti, vaivattomasti ja edullisesti eikä se vaadi suuria rakentamistoimenpiteitä.

Kasvillisuuskentän puhdistustehokkuuteen vaikuttaa huomattavasti kentälle kehittyvä kasvillisuus ja kasvien juurtumisen onnistuminen erityisesti kentän toiminnan alkuaikoina. Kasvien täytyy peittää kasvualusta kokonaan ennen kuin kenttä voidaan ottaa käyttöön. Kasvien tehtävä on sitoa jo laskeutunut sedimentti. Pintavalutuskentän toimintaa tulee myös seurata lähtö- ja tulovirtauksien muodossa ja sen hydrauliiikan selvittäminen on tärkeätä sekä optimoinnin että poikkeustilanteiden varalta. Lähtö- ja tulovirtaamien vesianalyysien perusteella saadaan tietoa siitä, miten typen prosessit toimivat eri yksiköissä ja miten eri kasvillisuus- ja pintavalutuskentät käytännössä toimivat.

12 Yhteenveto

Nykyään vesiensuojelu on yhä tärkeämpää ja tästä syystä myös jätevesien käsittelyltä vaaditaan yhä parempia puhdistustuloksia. Myös Taivalkosken jätevedenpuhdistamolla puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelyä halutaan parantaa, erityisesti kokonaistypen poiston suhteen. Puhdistamo käsittelee Taivalkosken kunnan ja sen lähialueiden talous- ja asumisjätevesiä. Puhdistamon jälkeisen jäteveden haitta-ainepitoisuudet ovat pieniä muiden haitta-aineiden suhteen, mutta kemiallis-biologisen puhdistamon viipymäaika on liian lyhyt typen eri muotojen tehokkaaseen poistamiseen. Toisaalta Taivalkosken jätevedenpuhdistamon alue on suuri ja sen pihassa on toiminnassa nykyisellään 2 hehtaarin suuruinen kolmiosainen lammikkopuhdistamo.

Taivalkosken jätevedenpuhdistamon vanha kolmiosainen lammikkopuhdistamo parantaa typen poistoa kohtuullisesti, mutta lisää kiintoaineen ja biologisen hapenkulutuksen pitoisuuksia Iijokeen johdettavassa vedessä. Sen vuoksi lammikkopuhdistamon toimintaa nykyisellään ja tulevaisuuden käyttöä on ollut tarvetta arvioida. Lisäksi puhdistamon nykyinen ympäristölupa velvoittaa jätevedenpuhdistamoa tehostamaan puhdistamon jälkeisen jäteveden käsittelyä nykyaikaan sopivalla tavalla. Taivalkosken jätevedenpuhdistamon välittömässä läheisyydessä on luonnontilaista suoaluetta ja siihen on alustavasti suunniteltu rakennettavaksi pintavalutuskenttä. Taivalkosken kunta sijaitsee Pohjois- Suomessa ja viileä ilmasto lisää haasteita typen tehokkaaseen poistamiseen, sillä typen poistuminen on hyvin lämpötilariippuvaista. Toinen merkittävä typen poistoon vaikuttava tekijä on viipymäaika, jolla tarkoitetaan jäteveden kulkeutumisen kestoa prosessissa. Taivalkosken jäteveden puhdistamo poistaa typpeä noin 37 %, mutta jälkikäsittelyä tehostamalla voidaan parantaa typen poiston tehokkuutta lisäämällä jäteveden käsittelyn kokonaisviipymäaika.

Tämä diplomityö jakautuu kahteen eri osa-alueeseen, joita ovat pintavalutuskenttään ja kosteikkoon liittyvät tutkimukset sekä lammikkopuhdistamoon liittyvät tutkimukset. Kirjallisuusosiossa on käyty pääkohdittain läpi kumpaankin osa-alueeseen liittyvä teoria, joka sisältää kuvauksen toimintaperiaatteista, käyttökohteista ja suunnittelun kannalta olennaisista tekijöistä. Kosteikkopuhdistusta on käsitelty haitta-aineen poistumismekanismien, mitoitusrvojen ja kylmien olosuhteiden näkökulmista ja Taivalkosken puhdistamolle suunniteltu pintavalutuskenttä on erikoistapaus kosteikkopuhdistusmenetelmistä. Kirjallisuusosioon on kerätty esimerkkejä kylmien alueiden kosteikoista.

Diplomityön tutkimusosiossa on tehty kosteikkoalueille tyypilliset perusmittaukset, joiden avulla on selvitetty läheisen suoalueen soveltuvuutta jätevesien jälkikäsittelyyn käytettäväksi pintavalutuskentäksi. Perusmittauksiin sisältyvät siis mittaukset Taivalkosken puhdistamon läheisen suon hydraulisesta johtavuudesta, kaltevuudesta, turvepaksuudesta, huokoisuudesta, kasvillisuudesta sekä turpeen maatuneisuusasteesta. Lammikoiden tutkimukset perustuvat puhdistamon alueella sijaitsevan vanhan kolmiosaisen lammikkopuhdistamon olosuhteiden tutkimiseen. Tutkimukset sisältävät siis lammikoiden happipitoisuuksien mittaukset talviaikaan, lammikoiden pohjasedimenttien haitta-ainepitoisuuksien selvittämisen sekä pohjalietteen paksuuden ja pohjan korkeuden mittaukset.

Lisäksi lammikkopuhdistamon toimintaa analysoitiin kolmiosaisen tilastollisen analyysin avulla, joka pohjautui jätevedenpuhdistamon velvoitetarkkailun tuloksiin. Tilastollinen analyysi koostui lammikoiden pitkäaikaisen toiminnan analysoinnista vuodesta 1990 vuoteen 2007 saakka. Vuonna 2008 puhdistamoa uudistettiin ja puhdistamon toimintaa koskeva lähivuosien tarkastelu tehtiin seuraavasta kokonaisesta vuodesta 2009 kuluvaan vuoden 2012 kesäkuun loppuun. Tilastollisen analyysin viimeinen osio havainnoi vuodenaikaisvaihteluita lammikoissa ja se tehtiin myös lähivuosien perusteella. Tilastollisen analyysin perustana olivat Taivalkosken jätevedenpuhdistamon velvoitetarkkailun tulokset. Tehostetussa tarkkailussa havainnoitiin lammikoiden keskinäisiä eroja vuoden 2012 heinäkuusta lokakuun loppuun vesinäytteiden perusteella.

Suoalueen tutkimuksista kävi ilmi, että läheinen suo soveltuu pintavalutuskentäksi. Suon turpeen maatuneisuusaste on suositusten mukainen suurimmalla osalla kenttää. Turpeen huokoisuus ja hydraulinen johtavuus ovat samaa suuruusluokkaa kuin esimerkiksi Rukan pintavalutuskentän vastaavat arvot. Suunnitellun pintavalutuskentän keskimääräiseksi kaltevuudeksi saatiin määritettyä mittausten perusteella 9 %. Myös turvepaksuudet suunnitellun kentän alueella ovat riittävät. Lammikotutkimusten tuloksista selvisi, että happipitoisuudet lammikoissa ovat hyvät sydäntalvea lukuun ottamatta, jolloin happipitoisuus lammissa on nolla. Lammikoiden pohjasedimenttianalyysien perusteella todettiin lammikon 1 sisältävän kohtuullisen paljon haitta-aineita ja muutamien haitta-aineiden pitoisuudet ylittävät PIMA-asetuksen ohjearvot. Lammikoiden 2 ja 3 haitta-ainepitoisuudet pohjasedimenteissä olivat lammikon 1 arvoja pienempiä ja alittivat PIMA-asetuksen määäämät ohjearvot.

Lammikoiden tulevan käytön ja pohjasedimenttien mittaustulosten perusteella lammikon 1 tyhjennystä lietteestä suositellaan. Lietepaksuusmittauksien mukaan lammikon 2 lietepaksuus on noin 40 – 50 senttimetriä ja lammikon 3 lietepaksuus noin 20 – 35 cm. Lammikko 1 on liki täysi lietteestä.

Pitkäaikaisen toiminnan seurannan tuloksena voidaan todeta, että lammet ovat suoriutuneet puhdistustavoitteista kohtalaisen hyvin vuoteen 2007 saakka. Lähivuosien tarkastelussa ilmeni, että nykyisellään lampien toiminta ei edistä jäteveden puhdistamista BOD_{7:n}, COD:n, kiintoaineen suhteen. Ainoastaan kesäaikainen typen eri muotojen poisto ja fosforin talviaikainen poisto parantavat puhdistamon jälkeistä jäteveden laatua. Tehostetun tarkkailun tuloksista ilmenee, että kokonaistypen ja ammoniumtypen suhteen lammikko 3 on saavuttanut suurimmat poistumat. Lammikko 1 on ollut erityisen tehokas nitraatti/nitriittityypen suhteen ja lammikko 2 on nostanut biologisen hapenkulutuksen arvoa eniten.

Mittaustulosten ja tutkimuksen perusteella läheiselle suoalueelle tehtiin pintavalutuskentän rakentamista koskeva yleissuunnitelma ja lammikoille luotiin erilaisia vaihtoehtoisia hyödyntämistapoja. Johtopäätöksinä luonnonsuopohjaisen pintavalutuskentän voidaan olettaa toimivan hyvin ja parantavan puhdistamon jälkeisen jäteveden laatua monipuolisesti usean eri haitta-aineen suhteen. Lammikoille uusia hyödyntämistapoja luotiin viisi, joista kannattavimmiksi nousivat lammikoiden sulkeminen lammikot täyttäen ja alueen maisemoiden (VE1), lammikoiden muuttaminen kosteikoiksi (VE3) sekä lammikon ja kosteikon yhdistelmäkäyttö (VE4). Vaihtoehtojen vertailun perusteella vaihtoehto 3 olisi lampien käytön suhteen suotuisin edullisuuden, pienien toimenpidetarpeiden ja lammikoiden pinta-alan hyödyntämisen näkökulmasta. Vaihtoehdossa lammikko 1 kunnostetaan esiselkeytysaltaaksi pohjalietteiden poistolla, lammikko 2 toiminta muutetaan vastaamaan vapaanvedenpinnan kosteikon toimintaa istuttamalla ruoko ja/tai saralajeja ja alentamalla vesisyvyyttä ja lammikon 3 toiminta muutetaan pintavalutuskentän toimintaa vastaavaksi. Lammikoiden 2 ja 3 väliin suositellaan rakennettavaksi ilmastuspato virtaustilojen hallinnan ja happipitoisuuksien lisäämisen vuoksi. Vaihtoehdot 3 ja 4 on luotu niin että ne voidaan yhdistää luonnonsuopohjaista pintavalutuskenttää edeltäväksi systeemiksi. Jotta voitaisiin selkeästi havainnoida eri vaiheiden vaikutusta veden haitta-aine poistumiin, tulee kaikkien yksiköiden toimintaa tarkkailla vesinäyttein lampien kunnostuksen ja uudelleen käyttöönoton jälkeen. Tällöin saadaan tarkempaa ja syvällisempää tietoa suunniteltujen yksiköiden toiminnasta ja puhdistusmekanismeista sekä voidaan tehdä haluttuja muutoksia prosessin toimintaan.

Lähdeluettelo

Bollerup L. (2009) Manual for bosanska krupa nov. 2009. Agroweb. [verkkodokumentti]. Saatavilla osoitteesta: <http://www.agrowebcee.net/agroweb-bih/fishery/project-profile-of-fish-hatchery/manual-for-bosanska-krupa-nov-2009/>.

Browne W., Jenssen P. (2005) Exceeding tertiary standards with a pond/reed bed system in Norway, Water Science and Technology 2005, (51) 9, s. 299 – 306, PMID 16042271.

García - Lledó A et al. 2010 Nitrogen removal efficiencies in a free water surface constructed wetland in relation to plant coverage, Ecological Engineering 37 (2011), s. 678 - 684.

Green F. et al (1996) Advanced integrated wastewater pond systems for nitrogen removal, University of California, Water Science Technology, vol. 33, nro 7. PII: S0273-1223(96)00356-3

Childs C. (2004) Interpolating surfaces in ArcGIS Spatial Analyst, ESRI Education Services, [verkkodokumentti], ArcUser, July – September 2004. Saatavissa: <http://webapps.fundp.ac.be/geotp/SIG/interpolating.pdf>

Corbitt R (1998) Standard Handbook of Environmental Engineering. Second edition, New York, McGraw-Hill Handbooks, 628 s, ISBN 0-07-013160-0

Crites R, Middlebrooks E., Sherwood C. (2006) Natural Wastewater Treatment Systems, CRC Press, United States, Taylor & Francis group, 552 s, ISBN 0-8493-3804-2

ELY (2011) Pintavalutuskenttä - suunnittelussa huomioitavia asioita, [verkkodokumentti], päivitetty 21.7.2011, Pohjois - Pohjanmaan elinkeino- ja liikennekeskus. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=13350&lan=fi>.

Faleschini M. et al. (2012) The effects of hydraulic and organic loadings on the performance of a full- scale facultative pond in a temperate climate region (Argentine Patagonia), Water Air Soil Pollution (2012) 223, s 2483 – 2493, s1 1270-011-1041-0.

Faulwetter J. et al. (2009) Microbial processes influencing performance of treatment wetlands. Ecological Engineering (35), Issue 6, s. 987 – 1004.

Fuchs V, Mihelcic J, Gierke J. (2010) Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. *Water Research* 45 (2011) s. 2073 – 2081, USA.

Haanpää K. (2006) Kylmäkristallisaation hyödyntäminen jätevesien viimeistelykäsittelyssä. Diplomityö, Oulun ympäristö- ja prosessitekniiikan osasto, 72s + liitt. 12s.

Hallikainen S. 2002, Kosteikkokäsittely Rukan ja Kempeleen Jätkikäsittelykentillä, Diplomityö, Oulun yliopiston Prosessi- ja Ympäristötekniikan osasto, 98 s.

Hvorslev, M (1951) Time lag and soil permeability in ground-water observations. Waterways Experiment station, Corps of Engineers, Bulletin nro 36, 55 s.

IRC (2004) Waste stabilization ponds, International water and sanity centre with institute Cinara (Colombia) & University of Leeds (UK), heinäkuu 2004, 43 s.

International Water Association (IWA) (2007) The wetland wastewater alternative. *Water* 21, February 2007, s. 38- 40,[verkkodokumentti]. Saatavissa: http://www.naturallywallance.com/docs/63_28%20Wetland%20Wastewater%20Alternative.pdf.

Kadlec R. (2009b) Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. Chelsea, USA. Julkaistu: *Ecological Engineering* 35, s 159 – 174.

Kadlec R. H & Wallance S.D (2009a), *Treatment wetlands*, 2. painos, Boca Raton, FL Taylor & Francis Group, 1016 s, ISBN 978-1-56670-526-4.

Kadlec R. (2007) Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands, published in *Ecological engineering* vol 35 (2009) 159 - 174, November 2007, Chelsea, USA.

Kantonen S. (2011) Turvetuotannon valumavesien ympärivuotinen käsittely pintavalutuskentillä ja muilla kosteikoilla, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto, Oulu, 116 s.

Karjalainen S, Ronkanen A – K (2005) Kosteikot Lakeuden keskuspuhdistamolta ja Rukan puhdistamolta tulevien vesien jätkikäsittelyssä. PRIMROSE – projektin (2001 – 2003) tulokset, Pohjois- Pohjanmaan ympäristökeskus, Alueelliset ympäristöjulkaisut 401, ISBN 952 -11 -2070-3.

- Kiimingin – Jäälän vesihoitoyhdistys ry (2012) Vesienhoitorakenteiden toteutus 19. – 28.9 2012, Seminaariesitys, [verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://vesienhoitoyhdistys.files.wordpress.com/2012/10/vesienhoitorakenteiden-toteutus-2012.pdf>.
- Kløve B. (2000) Turvetuotantoalueen vesistökuormituksen synty: Virtaaman säädön käyttö ja soveltaminen vesiensuojeluun, Vapo Oy, Jyväskylä, 30 s. ISBN 82-7467-370-0.
- Kløve B. (1997) Environmental impact of peat mining: Development of storm water treatment methods. Diplomityö, Lundin yliopisto, 159s.
- Kruzic A. & Kreissl J. (2009) Natural treatment and onsite systems. Water Environment Research, vol 81, no 10, 16 s.
- Laine J. & Vasander H. 1998. Suotyypit. 1. – 4. painos. Helsinki, Kirjayhtymä. 73 s. + 3 liit. ISBN 951-29-3396-5.
- Langergraber G. (2007) Modelling of processes in subsurface flow constructed wetlands: A review. Vadose Zone Journal, vol 7, nro 2, s 830 – 842. [verkkodokumentti]. Saatavissa osoiteesta: <https://www.crops.org/publications/vzj/articles/7/2/830>.
- Lapin Vesitutkimus (2011) Siikajoen yhteistarkkailu 2010, Osa 1: Käyttö- ja päästötarkkailu, 51 s. + liitteet, 15 s.
- Maa- ja vesirakennusinsinöörien yhdistys (1963) Maa- ja vesirakentajan käsikirja (5), K-F Puromiehen kirjapaino Oy, Helsinki 1963.
- Native Plant Society NPS (2003), Washington. Verkkosivusto, valokuvagalleria. Saatavissa: http://www.wnps.org/plants/typha_latifolia.html.
- Perälä M. 2006, Tutkimukset Lakeuden keskuspuhdistamon koekentällä kesällä 2005. Diplomityö, Oulun yliopisto, 83 s. Saatavissa: <http://www.oulu.fi/poves/pages/publ/dipl/miiaperala.pdf>
- Puolanne J. (1972) Lammikkopuhdistamoiden toiminnasta ja sen tehostamisesta, Vesihallitus, Tiedotus 24, Helsinki, 108 s.
- Puustinen M. , Koskiahho J. , Puumala M. , Riihimäki J., Rätty M. , Jormola J., Gran V., Ekholm O., Majjala T. (2000) Vesiensuojelukosteikot viljelyalueiden valumavesien hallinassa. Suomen ympäristökeskuksen moniste, 178. Helsinki, 67s.

Pöyry (2012) Iijoen keskiosan tarkkailu 2011, Pöyry Finland Oy [verkkodokumentti], Oulu, julkaistu 13.4.2012. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=136977&lan=fi>.

Pöyry (2011) Taivalkosken kunnan jätevesitarkkailun yhteenveto 2011, Pöyry Finland Oy, 3s.[henkilökohtainen sähköposti tekijälle 17.1.2012, Taivalkosken tekniset palvelut].

Pöyry (2009) Rukan jätevedenpuhdistamon kuormitus- ja vesistötarkkailu v. 2008. Pohjois- Pohjanmaan ympäristökeskus. 14 s. + liitteet 7s. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=103688>.

Reinikainen J. (2007) Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23, Ympäristönsuojelu, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 168 s. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=75020>.

Roheim J. (2010) Edullinen automaattijärjestelmä vegetatiivisten bakteerien kasvattamiseen ja anoosteluun, NCH Corporation, Irving, 14 s. TX 75062.

Rockne K., Brezonik P. (2006) Nutrient removal in a cold – region wastewater stabilization pond: Importance of ammonia volatilization, Journal of Environmental Engineering, vol 132, Nro 4, s. 451-459, Julkaistu 1. huhtikuuta 2006, ISSN 0733-9372.

Ronkanen A-K (2009) Hydrologic and Hydraulic Processes in Northern Treatment Peatlands and the Significance for Phosphorus and Nitrogen removal, Oulun yliopisto, Oulu, 70 s, ISBN 978-951-42-9115-9.

Ronkanen A-K & Kløve B (2005) Hydraulic soil properties of peatlands treating municipal wastewater and peat harvesting runoff, Suoseura, Helsinki, Suo 56(2), s. 43 – 56. ISSN 0039-5471.

Sallanko J, Lakso E (2010) Sustainable waste water polishing treatment by wetlands. Konferenssijulkaisu World Sustainable Building Conference SB11, Suomen rakennusinsinöörien liitto, Helsinki, 7s.

Siikaluoma K. (2011) Jätevedenpuhdistamolta lähtevän jäteveden käsittelyn tehostaminen. Taivalkosken kunnan vesilaitos, tekniset palvelut tiedote 4.11.2011, 13 s.

Stein O. & Hook P (2005) Temperature, plants and oxygen: How does season affect constructed wetland performance?, journal of environmental science and health 40, p. 1331 -1342. Taylor & Francis Inc, ISSN 1093-4529.

Tanner C, Graggs R., Sukias J., Park J (2005) Comparison of maturation ponds and constructed wetlands as the final stage of an advanced pond system. New Zealand, Water Science and Technology, vol 51, nro 12, s. 307 -314, ISSN 0273-1223.

Tanskanen J-H (1993) Juurakkopuhdistamon toimintaperiaatteet ja käyttö kaatopaikkojen suotovesien sekä asumisjätevesien käsittelyssä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 511. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo, Helsinki, 45 s.

Tiihonen H. (2004-2012) Kuvia kasveista, valokuvakasvio, [verkkodokumentti]. Saatavilla osoiteesta: http://www.kolumbus.fi/ritva.tiihonen/hannu.tiihonen/kasvit/index_heina.html.

Turveteollisuusliitto ry, Vapo Oy, Turveruukki Oy (2004) Turvetuotannon vesienpuhdistusmenetelmät, [verkkodokumentti]. Saatavilla osoiteesta: <http://www.kuiva-turve.fi/Turvetuotannon%20vesienpuhdistusmenetelmat.pdf>

Vihersaari V. (2004) Opas puhdistamolietteen maanviljelykäytöstä, [verkkodokumentti]. Varsinais- Suomen Agenda 21 – hanke 1/2004, Lietteen hyötykäyttöryhmä. Julkaistu 23.2.2004, 40s.

Virtanen K et al. 2003 Suomen turvevarat 2000, Tutkimusraportti 156, Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 205 s, ISBN 951-690-844-6.

Vuorinen J. ym. (2001- 2002) Metsäverkko – oppimateriaali [verkkodokumentti] Pohjois-Karjalan koulutuskuntayhtymä PKKY, [viitattu 27.8.2012]. Saatavissa: <http://virtuoosi.pkky.fi/metsaverkko/index.html>.

Vymazal J. (2010) Constructed wetlands for wastewater treatment, Water 2010, 2, s. 530 – 549, ISSN – 2073 – 4441.

Vymazal J. (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, Durham, USA, Ecological Engineering 25 (2005), s 478 – 490.

Vymazal J., Brix H., Cooper P, Green M & Haberl R. (1998) Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, 366 s.

Väinämö J. (2012) Pajua istutetaan jäteveden jälkipuhdistukseen, YLE, uutinen, julkaistu 11.6.2012, [verkkodokumentti]. Saatavissa: http://yle.fi/uutiset/pajua_istutetaan_jateveden_jalkipuhdistukseen/6172139.

Väyrynen T. et al. (2008) Turvetuotannon ympäristönsuojeluopas. Helsinki, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Ympäristönsuojeluosasto, Ympäristöopas, ISBN 978-952-11-3072-4.

Water Environment Federation, WEF (2010), Natural Systems for Wastewater Treatment, 3rd edition, USA, Water Environment Federation VA 22314 – 1994, 476 s, ISBN 978-1-57278-262-4.

Wittgren H.B & Mæhlum T 1997, Wastewater treatment in cold climates. Water Science and Technologies, 5, s 45 – 53.

Stein O & Hook P 2003, Temperature, plants and oxygen: how does season affect constructed wetland performance? Teoksessa Mander U et al. Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale: Conference proceedings. Tartto, Viro 29. syyskuuta, Tartto 2003, Institute of Geography University of Tartu, s 37 – 43.

Jenssen P.D & Mæhlum T & Zhu T 1996, Construction and performance of subsurface flow constructed wetlands in Norway. Esitetty konferenssissa Symposium on Constructed wetlands in Cold Climates, June 4 -5, 1996, Niagara-on-the-Lake, Ontario.

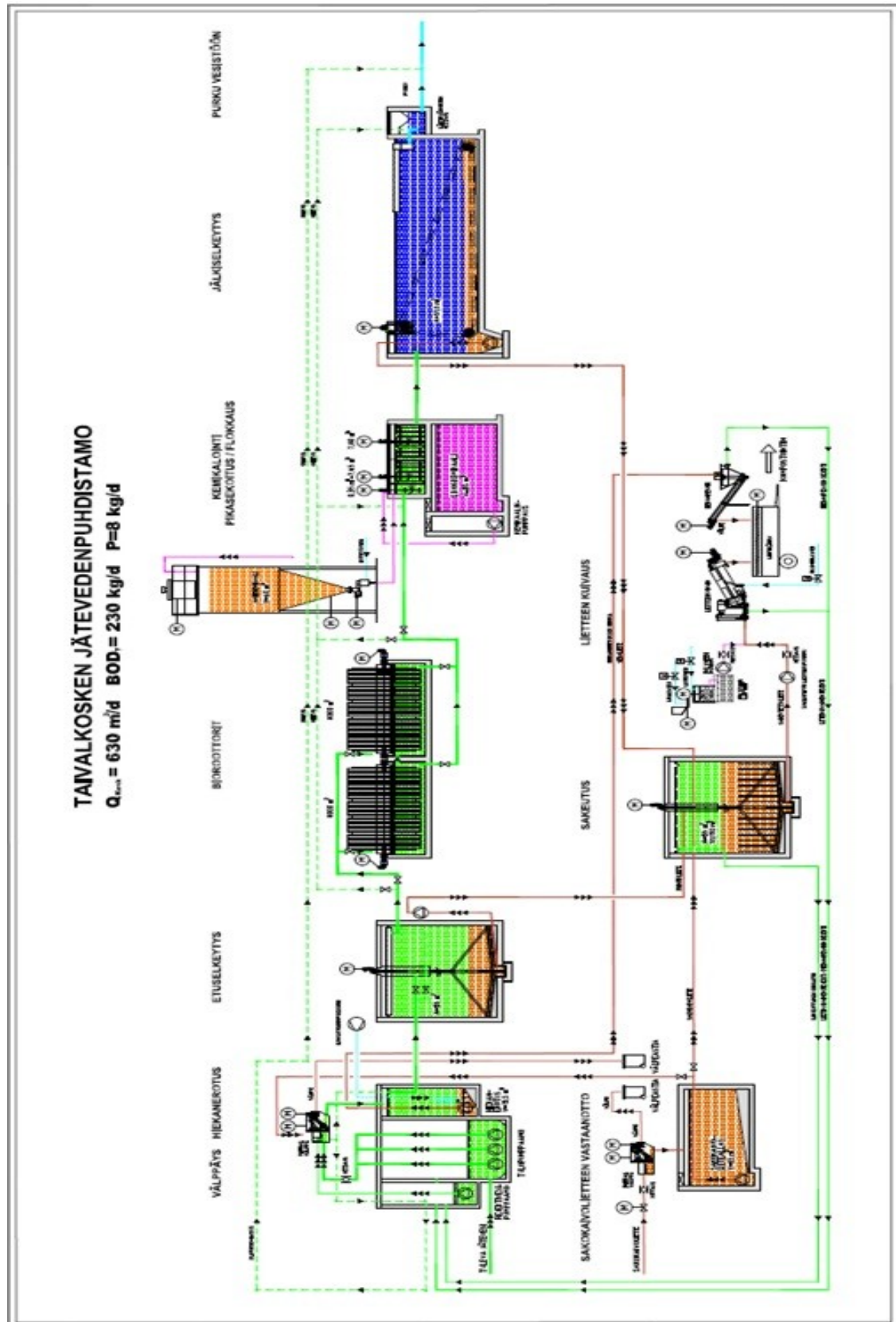
Puustinen M, Koskiahio J, Puumala M ym. 2000, Vesiensuojelukosteikot viljelyalueiden valumavesien hallinnassa. Suomen ympäristökeskuksen moniste, 178, Helsinki, 67 s.

Klõve B 2000 Turvetuotantoalueen vesistökuormituksen synty: Virtaaman säädön käyttö ja soveltaminen vesiensuojeluun, Vapo Oy, Projekti 3072, 43 s, ISBN 82-7467-370-0.

Kruzic A., Kreissl J. (2009), Natural treatment and onsite systems, Water Environment Research, Vol. 8, nro 10, Water Environment Federation, 16 s.

Laine L. (2000) Suomen luonto-opas, kuudes painos. Porvoo 2008, Wsoy. ISBN 978-951-0-23942-1, 421 s.

Taivalkosken jätevedenpuhdistamon prosessikaavio.



Maantuneisuusasteiden luokittelu Von Postin menetelmällä (Laine & Vasander 1998,66).

- H1 Täysin maatumaton.** Turvetta kädessä puristettaessa lähtee sormien välistä väritöntä, kirkasta vettä. Kasvinosat täysin tunnistettavissa, sitkeitä ja kimmoisia.
- H2 Melkein maatumaton.** Puristettaessa lähtee melkein kirkasta, kellanruskeaa vettä. Kasvinosat melkein muuttumattomia.
- H3 Hyvin heikosti maatunut.** Puristettaessa lähtee selvästi sameaa vettä, mutta ei turveainetta. Puristeneste ei ole puuromaista. Jäännökset ovat osittain tummuneita, mutta edelleen tunnistettavissa.
- H4 Heikosti maatunut.** Puristettaessa lähtee hyvin sameaa vettä. Osa jäännöksistä hajoaa muodottomaksi massaksi, minkä vuoksi puriste on jonkin verran puuromaista. Käteen jäävä puristejäännös kimmoaa hieman takaisin.
- H5 Jonkin verran maatunut.** Kasvirakenne on pääosin tunnistettavissa. Puristettaessa turve hajoaa osittain puuromaiseksi massaksi. Puristeneste on hyvin sameaa ja siinä on selvästi havaittavissa amorfista massaa. Puristejäännös jää sormien avaamisen jälkeen entiselleen eikä kimmoa takaisin.
- H6 Kohtalaisesti maatunut.** Kasvirakenne on epäselvä. Puristettaessa menee noin 1/3 turveaineesta sormien välistä. Jäännöksen kasvirakenne on selvempi kuin puristamattoman turpeen.
- H7 Vahvanlaisesti maatunut.** Kasvirakennetta voi erottaa vielä jonkin verran. Puristettaessa menee noin 1/2 turveaineesta sormien välistä. Jos vettä erottuu, se on vellimäistä ja hyvin tummaa.
- H8 Vahvasti maatunut.** Kasvirakennetta on hyvin vaikea erottaa. Pääosa on amorfista massaa. Puristettaessa noin 2/3 turveaineesta menee sormien välistä. Vellimäistä vettä voi erottua. Jäännöksen muodostavat juuret ja muut hyvin säilyvät kasvinosat.
- H9 Melkein maatunut.** Kasvirakennetta voi tuskin lainkaan erottaa. Puristettaessa melkein koko turvemäärä menee samankaltaisena puurona sormien välistä.
- H10 Täysin maatunut.** Kasvirakennetta ei voi erottaa. Puristettaessa menee koko turvemäärä sormien välistä eikä vapaata vettä erkane ollenkaan.

Sualueen maatuneisuustulokset.

Näytepiste	Näytesyvyys maanpinnasta (kynämitta)	Turveluokka	Kasvinosat	Neste	Kimmoaako	Puristettaessa ulos tuleva osa	Maatuneisuus
A1	1	pinta	selvästi näkyvillä	vaalea, kirkas, ruskehtava			H2
A1	2	syvämpi	kasvinosat hieman erottuu				H3
A2	1	pinta	kasvinosat erottuu selkeästi	kirkas, kellertävä			H2
A2	2	syvämpi		nestettä ei erotu juurikaan	ei	osa puristuu sormien läpi	H6
A3	2	pinta	hieman erotettavissa	samea	vähän	1/2 poistuu	H5
A3	3	syvämpi		hieman tummaa nestettä erottuu	ei	1/3 poistuu	H6
A4	2	pinta	erottuu	vaalean kellertävä	hieman	hieman maa- ainetta poistuu	H3
A4	3	syvämpi	ainoastaan juuria erottuu, tummaa maata	tumma	hieman		H4
A5	2	pinta	vain vähän kasvinosia erottuu	tumma	ei	murea massa	H5
A5	3	syvämpi	vähän juuria, tumma massa	ei erotu	ei		H7
A6	2	pinta	erottuu selkeästi	hieman samea, kellertävä	vähän		H2
A6	3	syvämpi	juuria erotettavissa	ruskea	vähän	ei poistuu	H4
A7	2	pinta	kasvinosat erottuvat selkeästi	kellertävä, kirkas	kimmoaa		H2
A7	3	syvämpi	tumma massa, murea	ei erotu	ei		H5 - H6
A8	1	pinta	juuria erotettavissa	tumma	vähän	poistuu jonkin verran	H4
A8	2	syvämpi	juuria erotettavissa	ei erotu	vähän		H5
A9	2	pinta	sammalet erottuvat, samoin muut kasvinosat				H2
A9	3	syvämpi					H2
A10	2	pinta	juuria ja sammalia erotettavissa				H2
A10	3	syvämpi	juuria ja sammalia erotettavissa				H2
A11	2	pinta					H3
A11	3	syvämpi					H4
A12	2	pinta	sammalet erottuvat, samoin muut kasvinosat	kirkas, kellertävä			H2
A12	3	syvämpi	hieman amorfista massaa, tummahko				H3 - H4

Hyvin heikosti maatunut

Kohtalaisesti maatunut

Vahvasti maatunut

Hydraulisen johtavuuden mittaustulokset.

Hydraulinen johtavuus [cm/s]									
Näytepisteittäin									
Syvyys [cm]	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
20	0,17338808	0,091495	0,069468	0,091495	0,018073	0,077375	0,213488	0,092624	0,066079
40	0,07455123	0,063256	0,068339	0,094883	0,05309	0,07794	0,086412	0,083588	0,075681
60	0,000226	0,080764	0,077375	0,131594	0,075681	0,111827	0,133289	0,102226	0,091495
Hydraulinen johtavuus [m/s]									
Syvyys [cm]	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
20	0,00173388	0,00091495	0,00069468	0,00091495	0,00018073	0,00077375	0,00213488	0,00092624	0,00066079
40	0,00074551	0,00063256	0,00068339	0,00094883	0,0005309	0,0007794	0,00086412	0,00083588	0,00075681
60	0,00000226	0,00080764	0,00077375	0,00131594	0,00075681	0,00111827	0,00133289	0,00102226	0,00091495

Lammikoiden sedimenttinäytteenottotulokset.

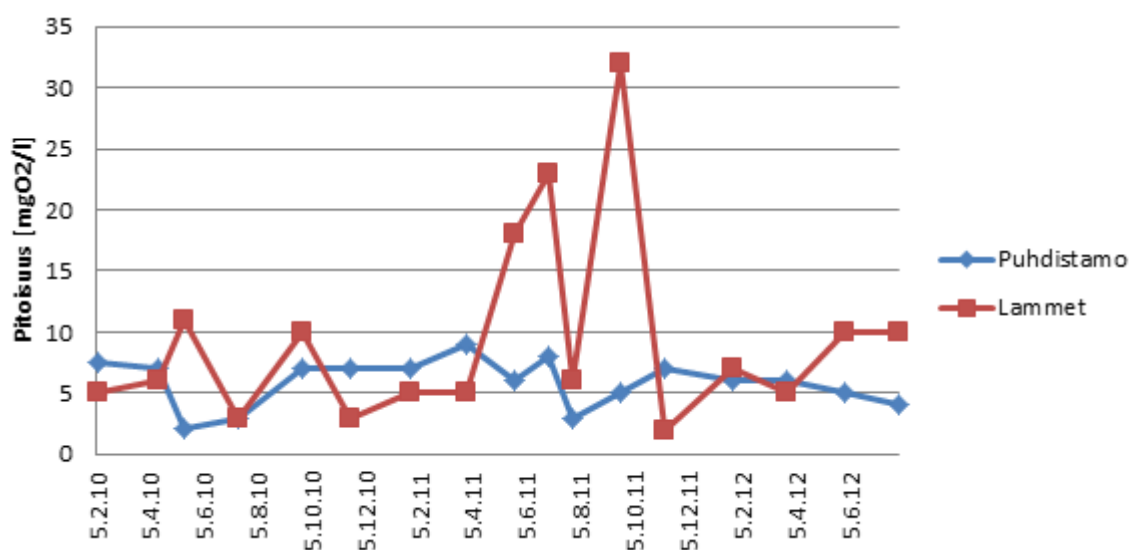
Pintasedimentti

Haitta-aine	Lampi 1 [mg/kg]	Lampi 2 [mg/kg]	Lampi 3 [mg/kg]
Alumiini, Al	84100	10700	11400
Typpi, N	25400	4160	15000
Arseeni, As	4,4	3	3
Boori, B	35	9,2	5,8
Barium, Ba	99	82	79
Beryllium, Be	1	1	1
Kalsium, Ca	5460	6440	7770
Kadmium, Cd	1,2	0,44	0,3
Koboltti, Co	6,8	3,6	3,2
Kromi, Cr	57	41	36
Kupari, Cu	310	50	34
Rauta, Fe	14700	8550	6740
Kalium, K	1030	1080	770
Magnesium, Mg	2040	3150	1620
Mangaani, Mn	110	170	190
Molybdeeni, Mo	10	1	1
Natrium, Na	540	310	460
Nikkeli, Ni	22	14	11
Elohopea, Hg	0,6	0,36	0,06
Fosfori, P	19100	1410	1900
Lyijy, Pb	42	18	8
Rikki, S	13400	3700	6970
Antimoni, Sb	3	3	3
Seleen, Se	3,4	3	3
Tina, Sn	14	3	3
Titaani, Ti	410	720	900
Vanadiini, V	33	22	24
Sinkki, Zn	730	170	100

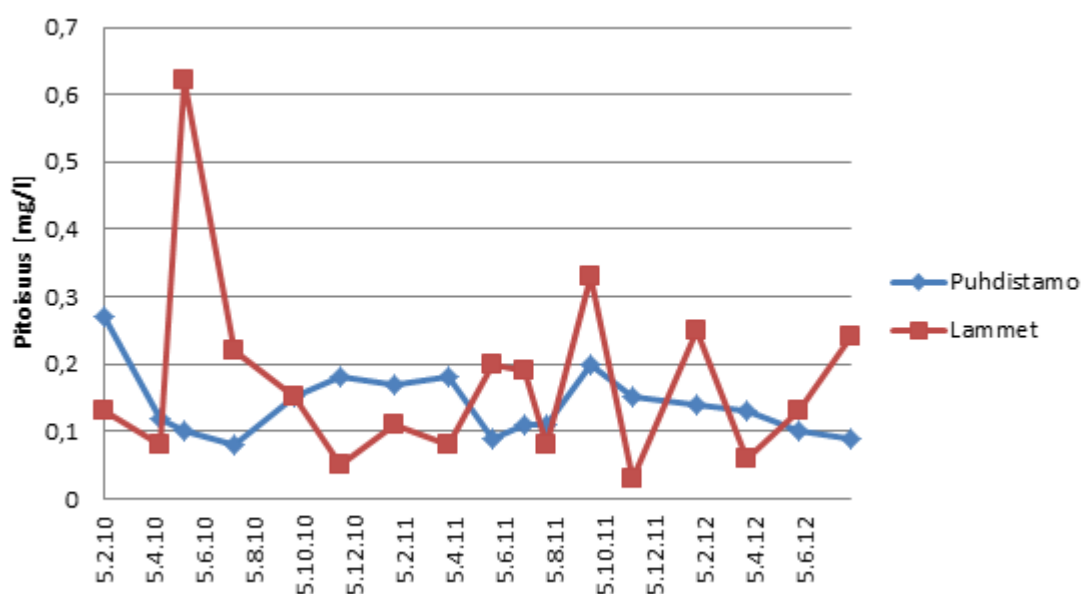
Pohjasedimentti

Haitta-aine	Lampi 1 [mg/kg]	Lampi 2 [mg/kg]	Lampi 3 [mg/kg]
Alumiini, Al	58200	3550	8170
Typpi, N	15600	20300	7880
Arseeni, As	3	3	3
Boori, B	12	24	11
Barium, Ba	130	93	71
Beryllium, Be	1	1	1
Kalsium, Ca	90200	9810	8510
Kadmium, Cd	0,94	0,3	0,42
Koboltti, Co	3,4	1	4,8
Kromi, Cr	31	4,6	32
Kupari, Cu	180	9,6	46
Rauta, Fe	11700	1880	9640
Kalium, K	1220	770	950
Magnesium, Mg	2380	1170	2400
Mangaani, Mn	370	96	210
Molybdeeni, Mo	2	1	1,1
Natrium, Na	1170	1030	440
Nikkeli, Ni	11	2,9	13
Elohopea, Hg	0,9	0,063	0,081
Fosfori, P	20900	780	1080
Lyijy, Pb	25	4,2	18
Rikki, S	8370	8150	8940
Antimoni, Sb	3	3	3
Seleeni, Se	3	3	3
Tina, Sn	6,9	3	3
Titaani, Ti	470	67	740
Vanadiini, V	21	2,8	19
Sinkki, Zn	450	27	160

Tilastollisen analyysin tulokset ajanjaksolla 2010 – 2012.

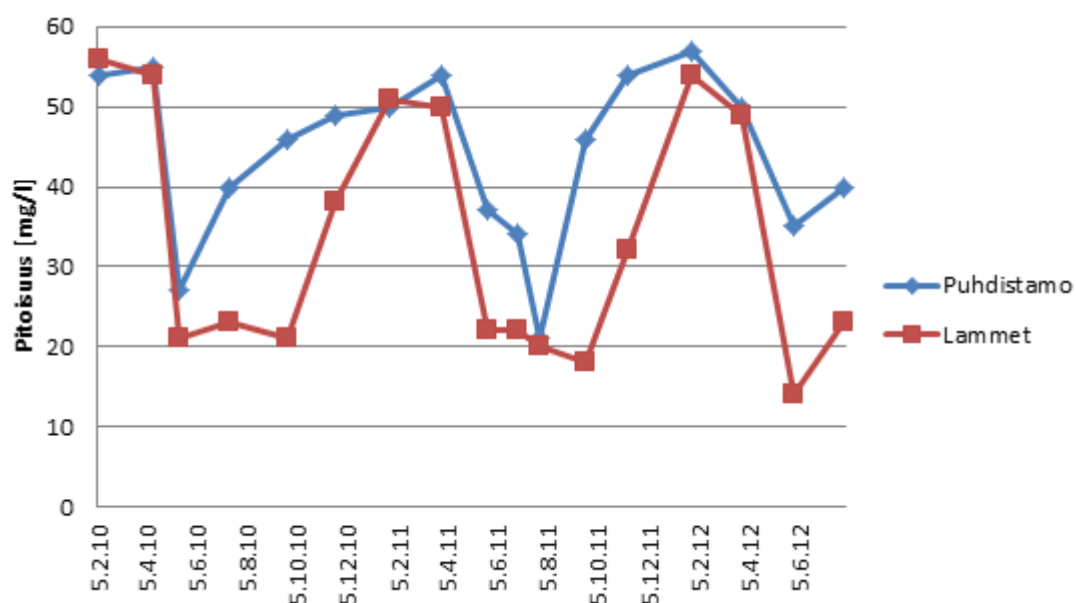


Kuva 6a. Biologisen hapenkulutuksen pitoisuudet lähtevässä vedessä vuosina 2010 – 2012.

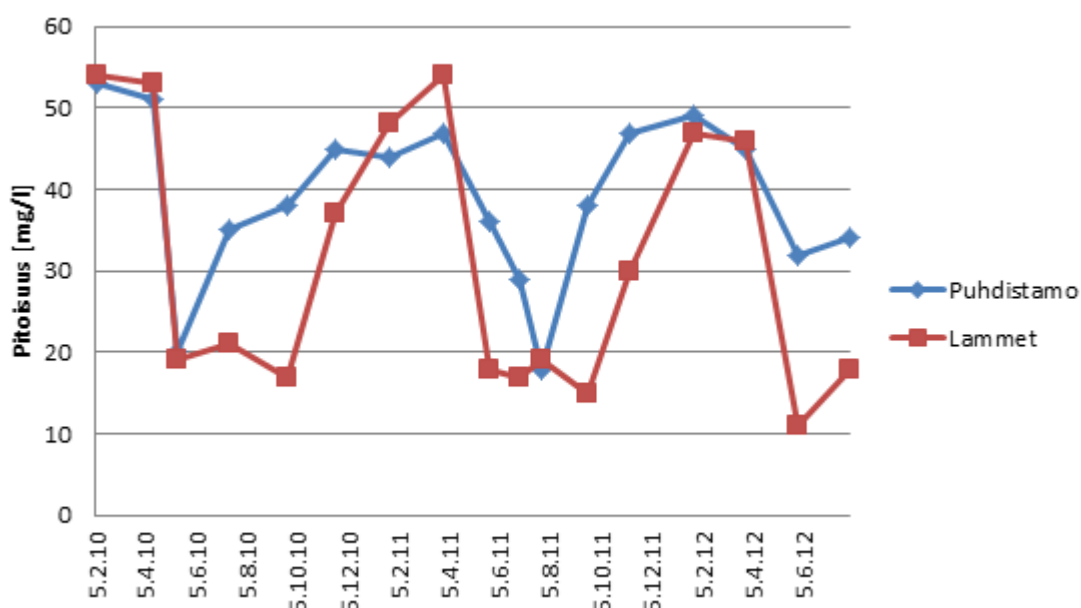


Kuva 6b. Kokonaisfosforin pitoisuudet lähtevässä vedessä vuosina 2010 – 2012.

Liite 6. (2/3)

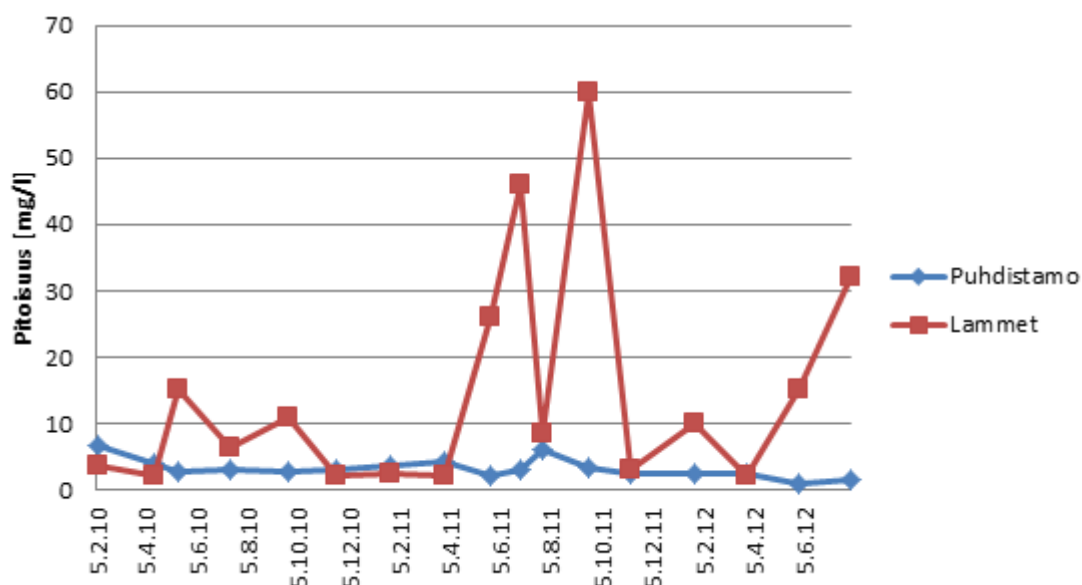


Kuva 6c. Kokonaistypen pitoisuudet lähtevässä vedessä vuosina 2010 – 2012.

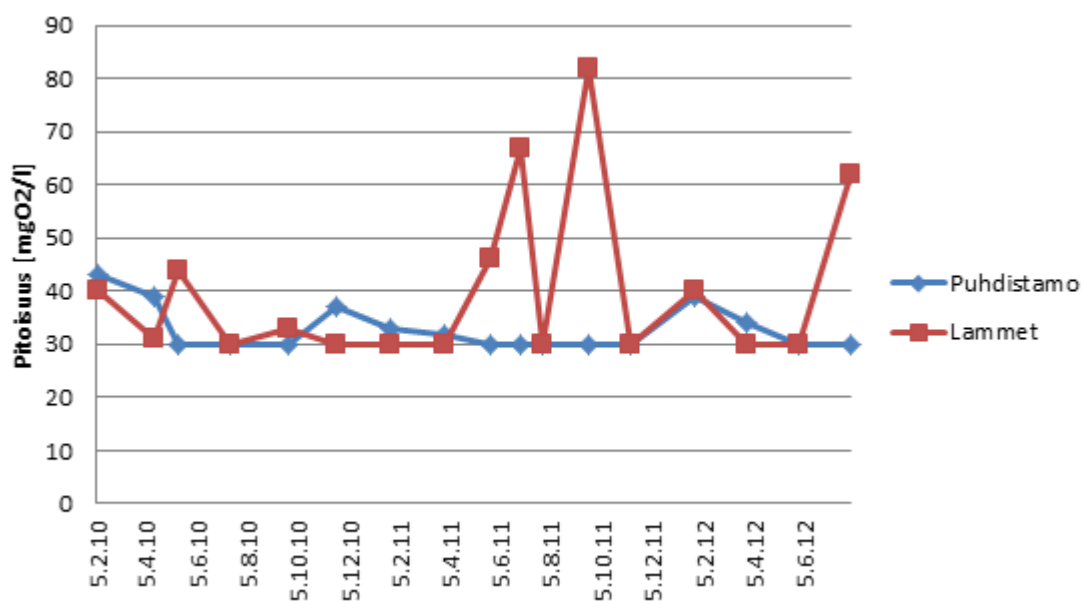


Kuva 6d. Ammonium-typen pitoisuudet lähtevässä vedessä vuosina 2010 – 2012.

Liite 6. (3/3)

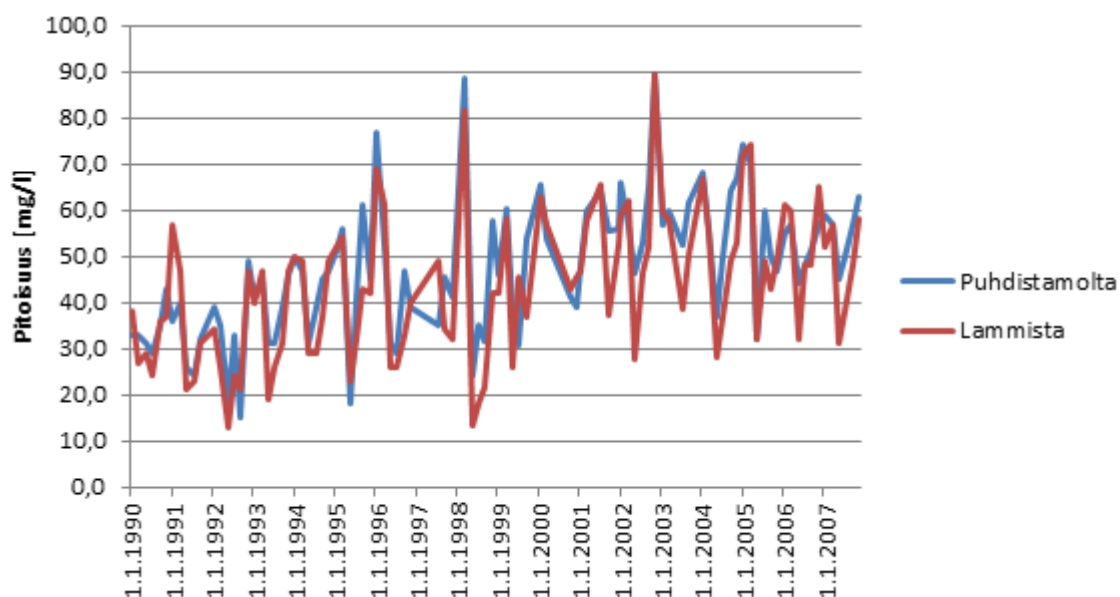


Kuva 6e. Kiintoaineen pitoisuudet lähteessä vedessä vuosina 2010 – 2012.

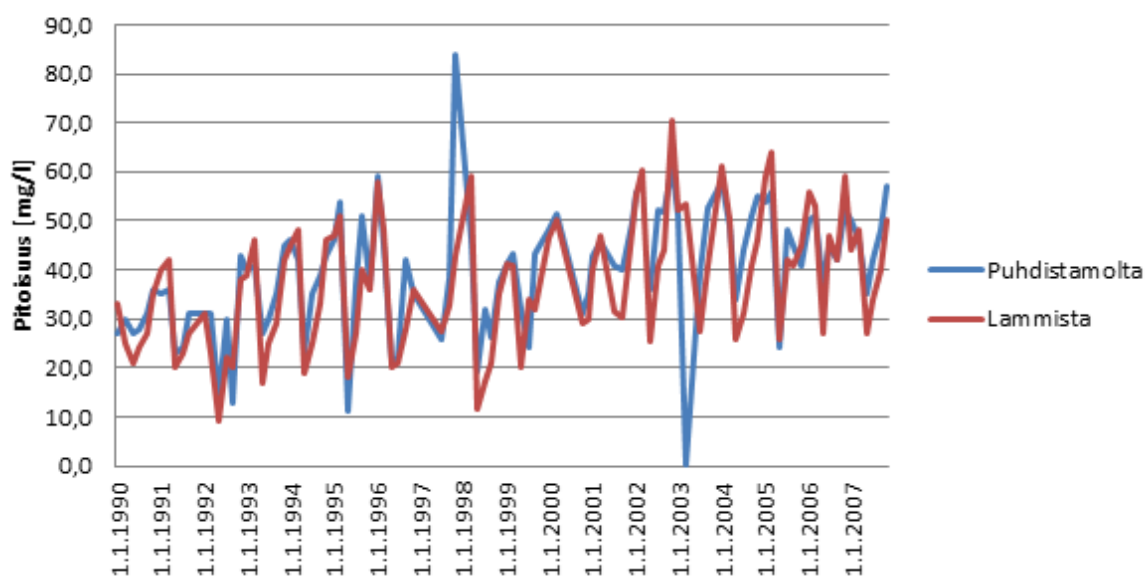


Kuva 6f. Kemiallinen hapenkulutus lähteessä vedessä vuosina 2010 – 2012.

Pitkääikäisen tilastollisen analyysin tulokset ajanjaksolla 1990 – 2007.

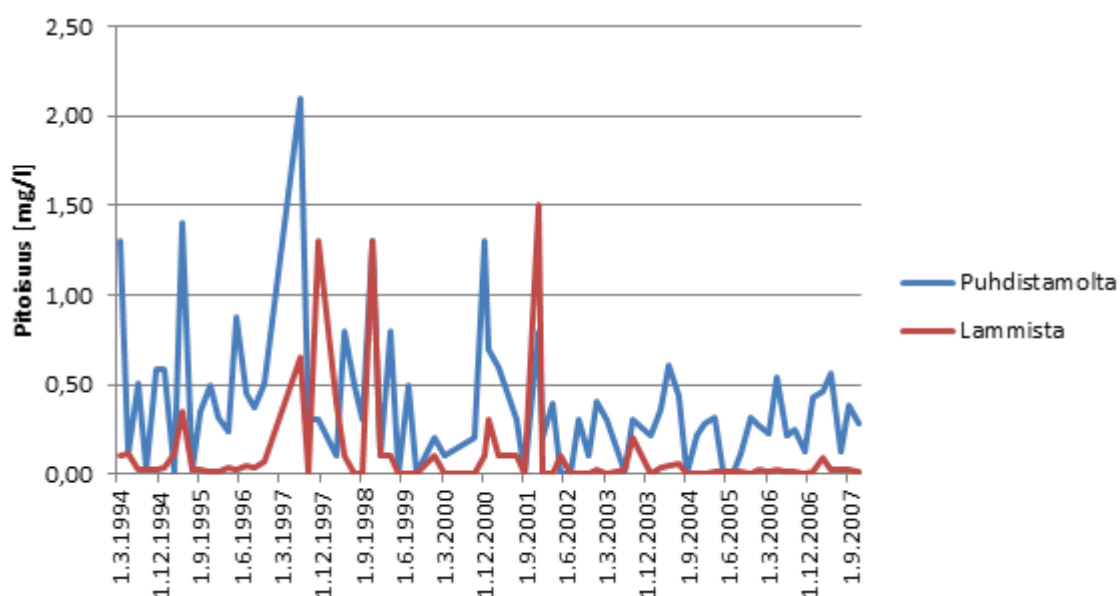


Kuva 7a. Kokonaistypen pitoisuudet puhdistamolta ja lammista lähteissä vesissä.

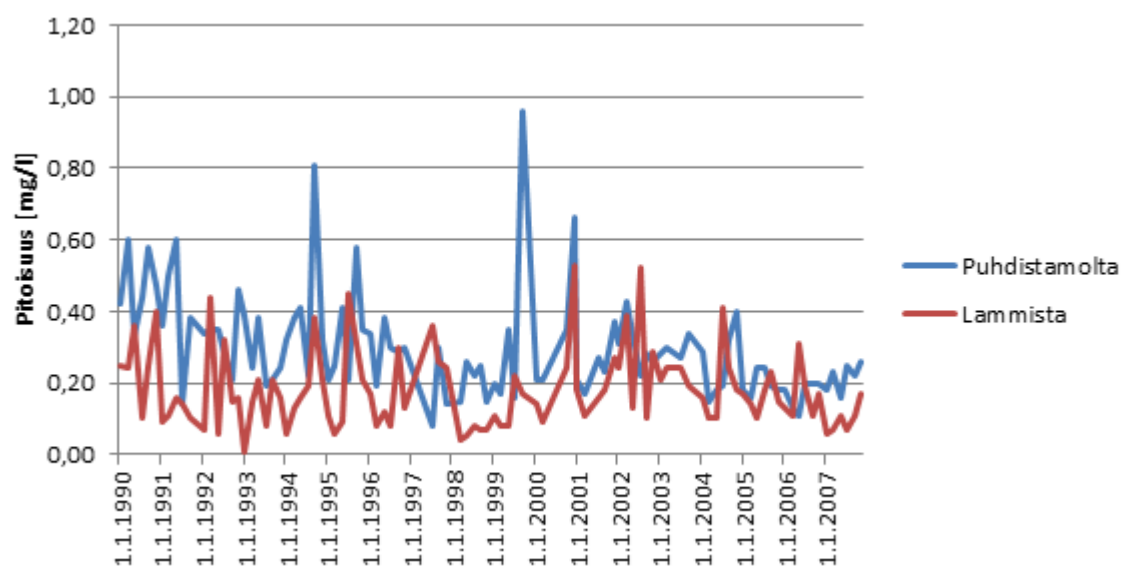


Kuva 7b. Ammonium- typen pitoisuudet puhdistamolta ja lammista lähteissä vesissä.

Liite 7. (2/4)

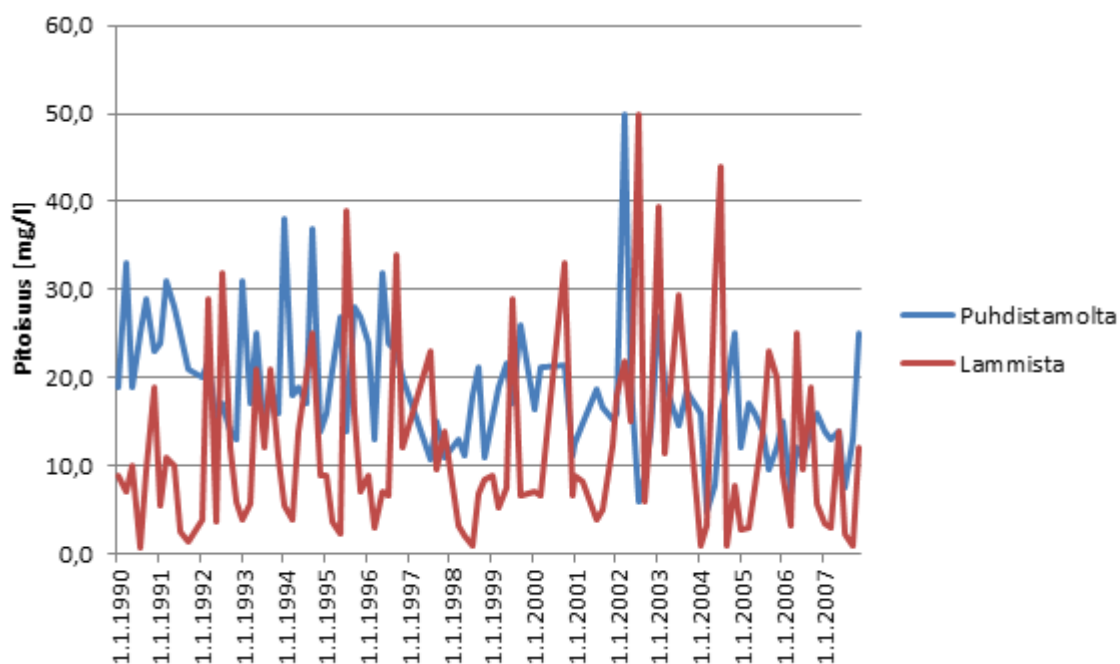


Kuva 7c. Nitraattitypen pitoisuudet puhdistamolta ja lammista lähtevissä vesissä.

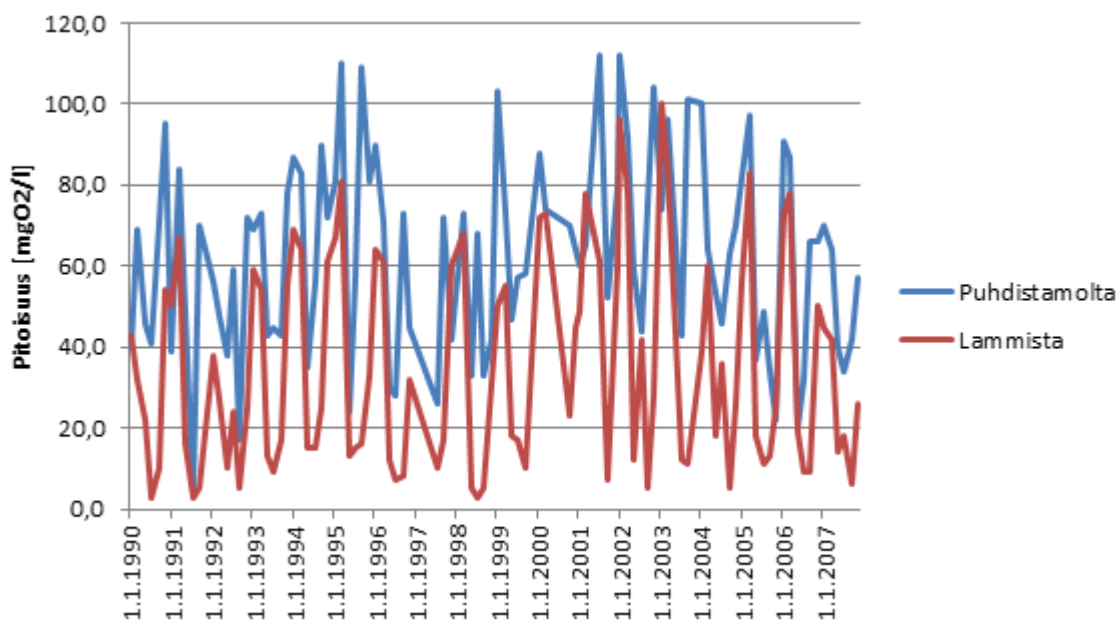


Kuva 7d. Kokonaisfosforin pitoisuus puhdistamolta ja lammista lähtevissä vesissä.

Liite 7. (3/4)

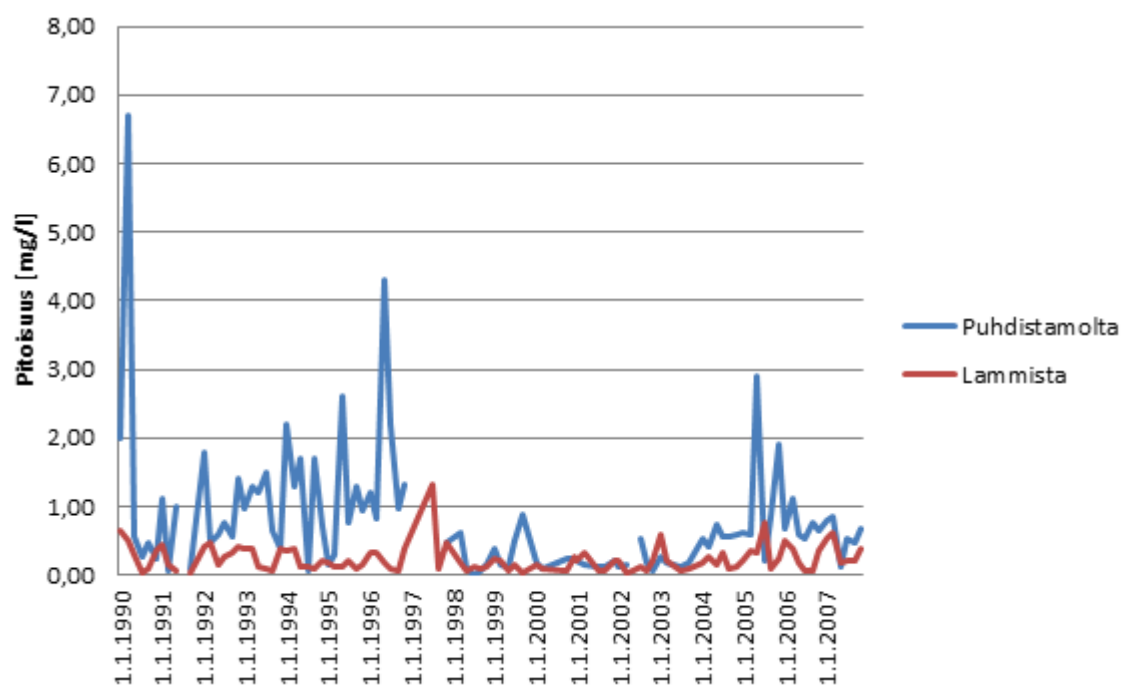


Kuva 7e. Kiintoaineen lähtevät pitoisuudet lammista ja puhdistamolta



Kuva 7f. Biologisen hapenkulutuksen arvot lammista ja puhdistamolta lähtevissä vesissä.

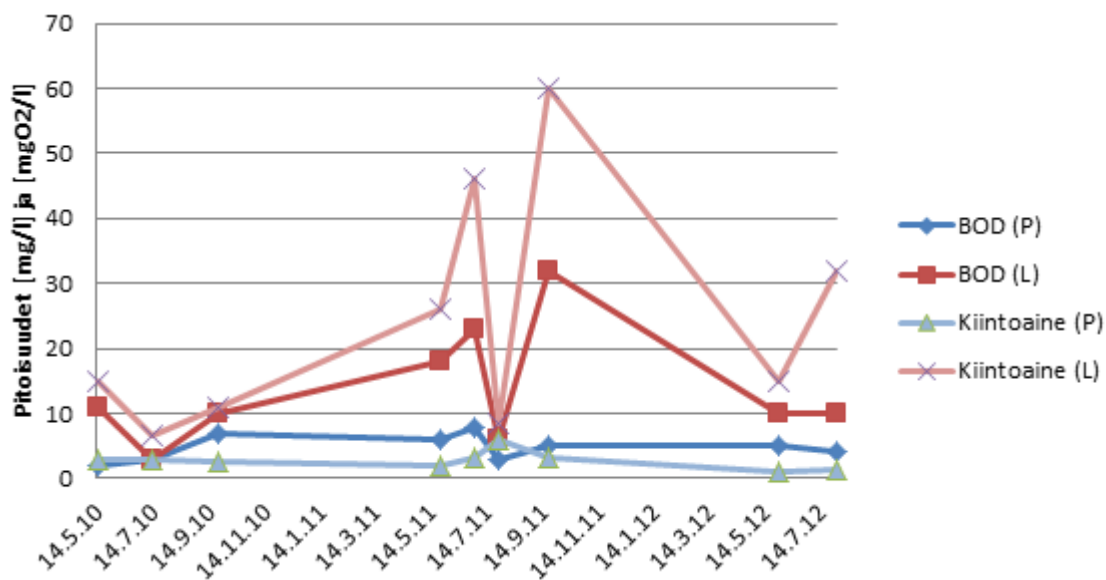
Liite 7. (4/4)



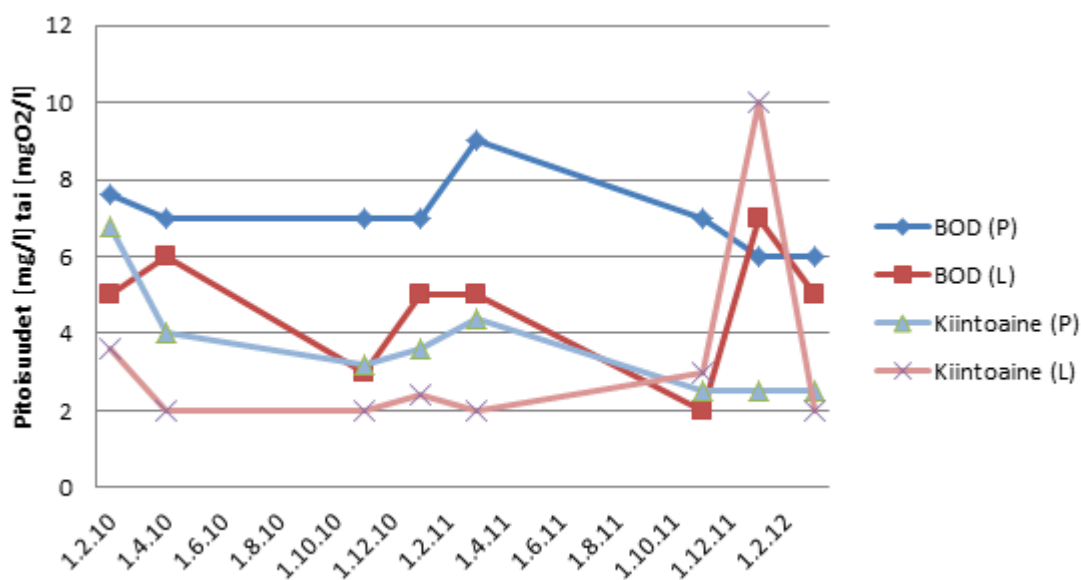
Kuva 7g. Saostuskemikaalina käytetyn alumiinin poistuma vuosina 1990 – 2012

Liite 8. (1/3)

Vuodenaikaisvaihteluiden tilastollisen analyysin tulokset ajanjaksolla 2010 – 2012.

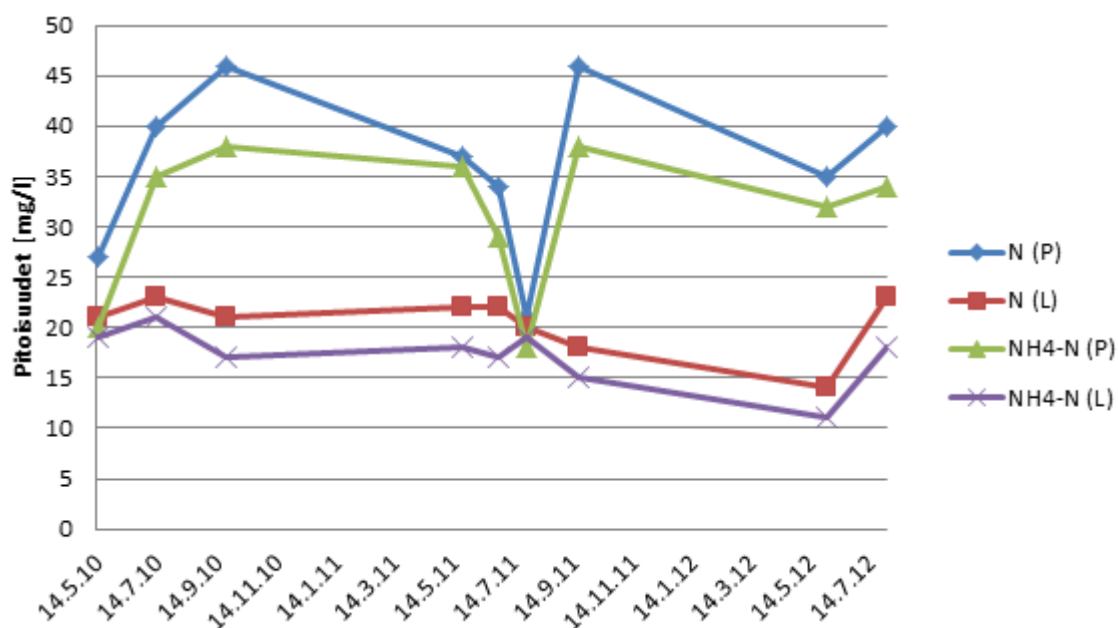


Kuva 8a. Biologisen hapenkulutuksen ja kiintoaineen pitoisuudet kesäaikaan lähtevässä vedessä (P = puhdistamon jälkeen, L = lammen jälkeen).

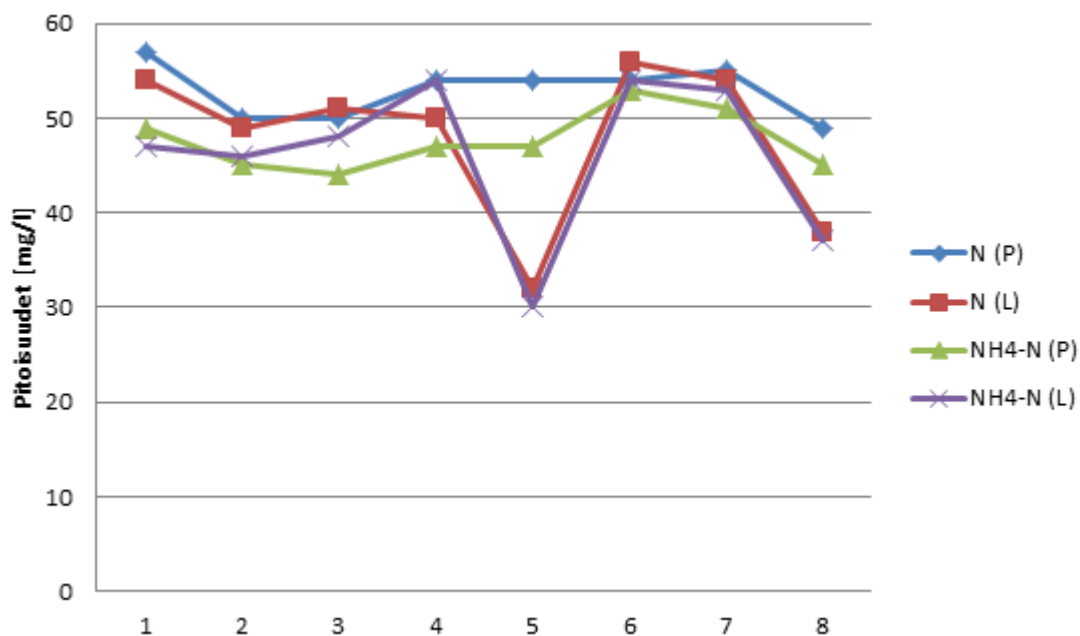


Kuva 8b. Biologisen hapenkulutuksen ja kiintoaineen pitoisuudet talviaikaan lähtevässä vedessä (P = puhdistamon jälkeen, L = lammen jälkeen).

Liite 8. (2/3)

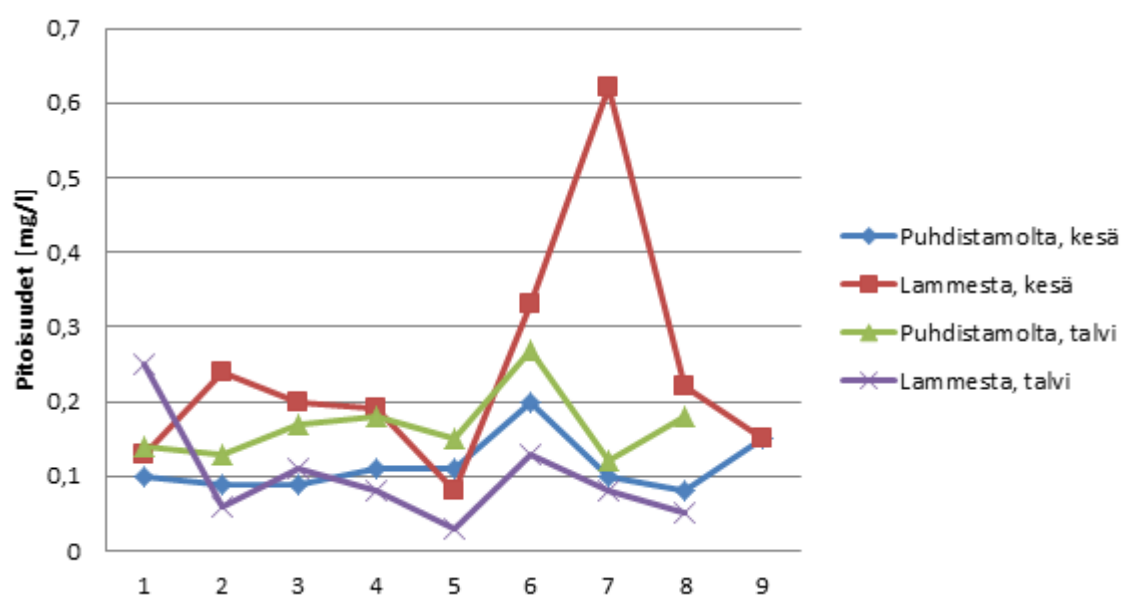


Kuva 8c. Kokonaistypen ja ammonium- typen pitoisuudet lähtevässä vedessä kesäaikaan (P = puhdistamon jälkeen, L = lampien jälkeen)



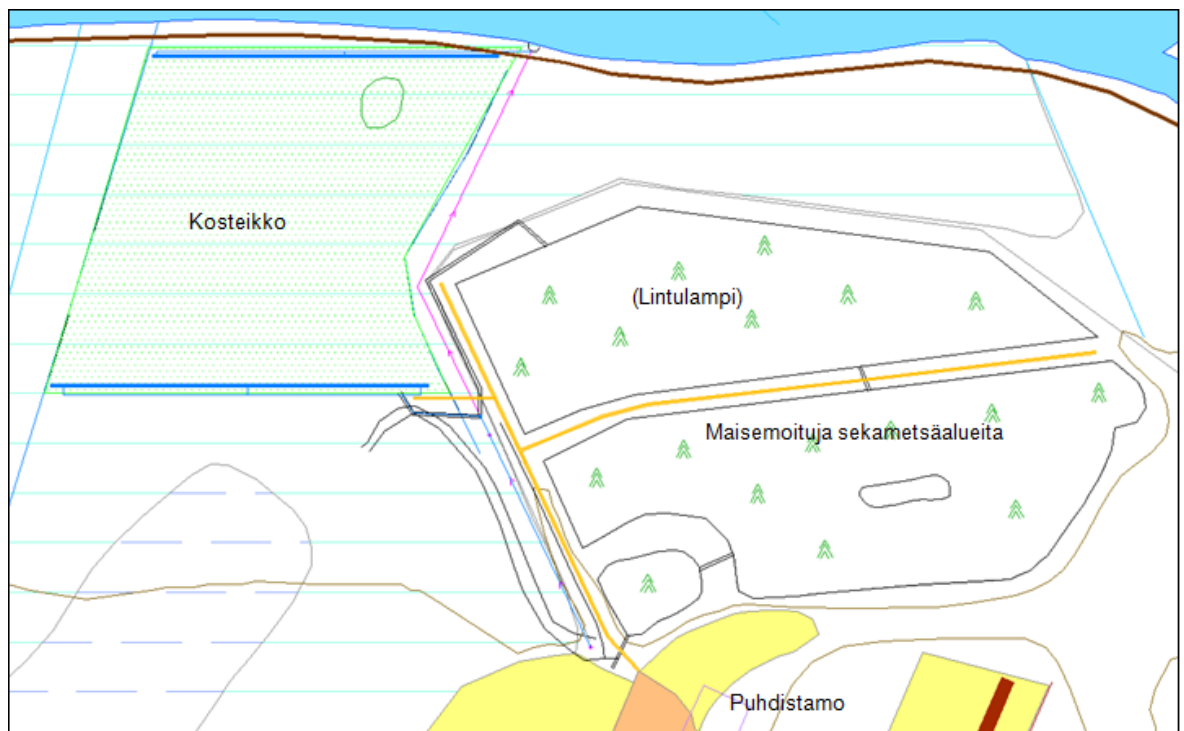
Kuva 8d. Kokonaistypen ja ammonium- typen pitoisuudet lähtevässä vedessä talviaikaan (P = puhdistamon jälkeen, L = lampien jälkeen)

Liite 8. (3/3)

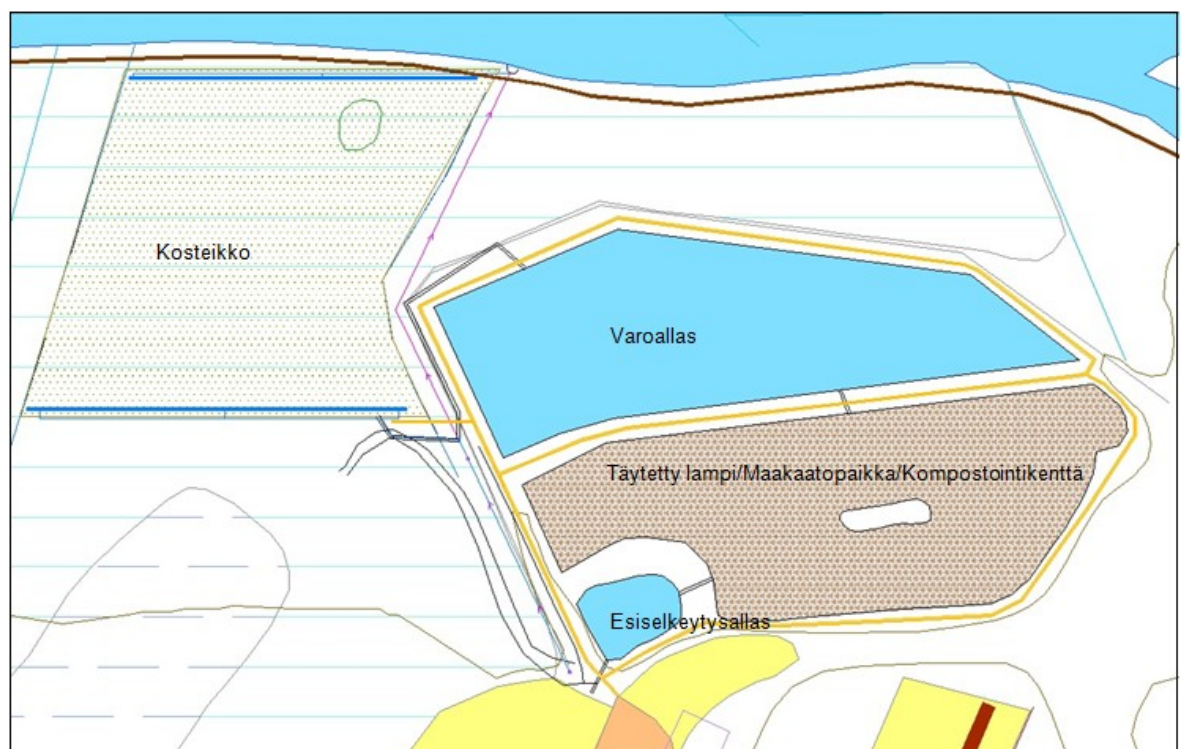


Kuva 8e. Kokonaisfosforin pitoisuudet kesä- ja talvikaikaan.

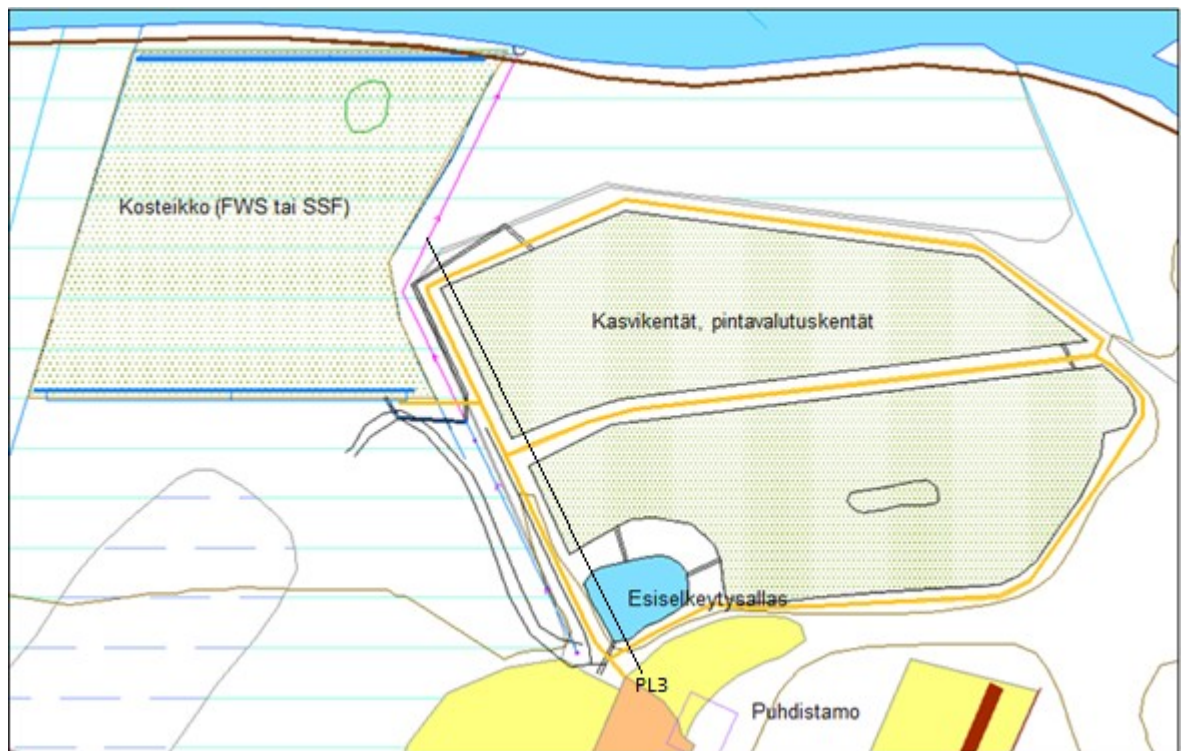
Karttakuvat lammikkojen toteutusvaihtoehdoista.



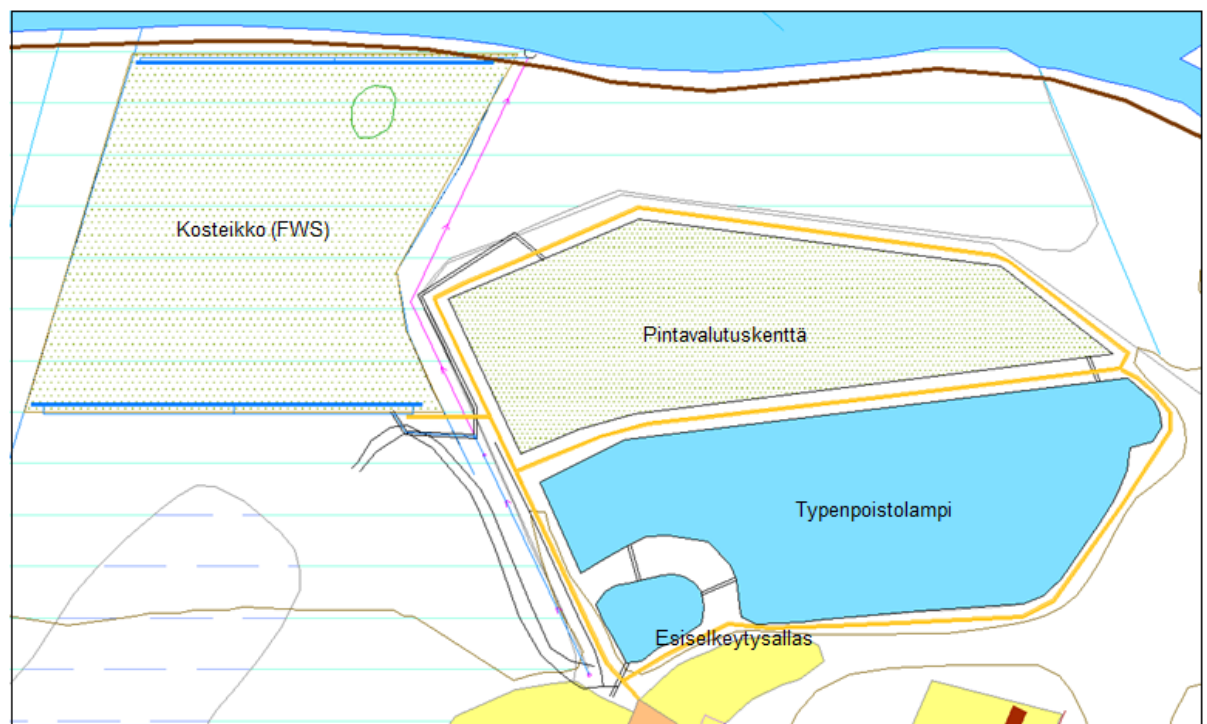
Kuva 9a. Vaihtoehdon 1 karttakuva.



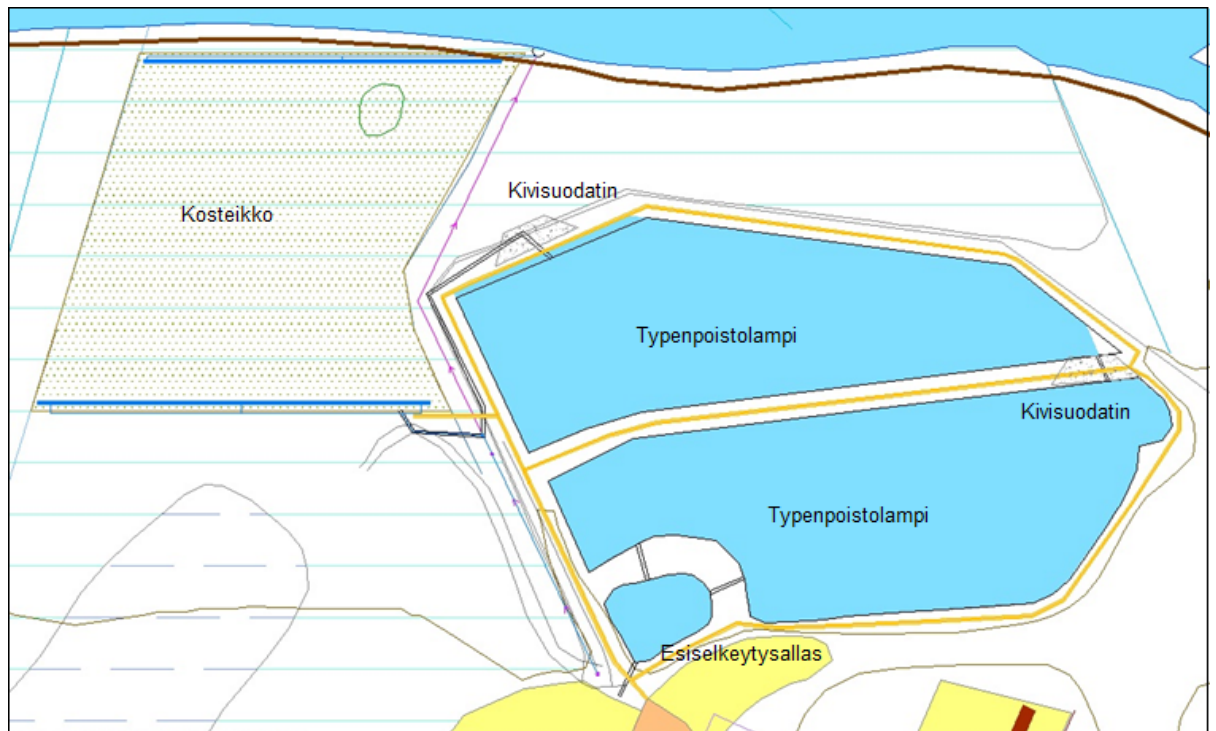
Kuva 9b. Vaihtoehdon 2 karttakuva.



Kuva 9c. Vaihtoehdon 3 karttakuva.

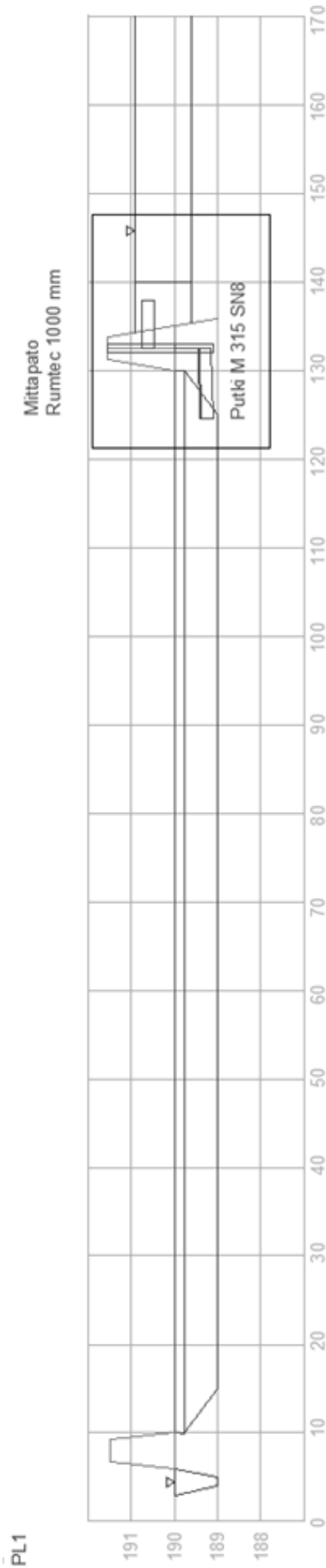


Kuva 9d. Vaihtoehdon 4 karttakuva.

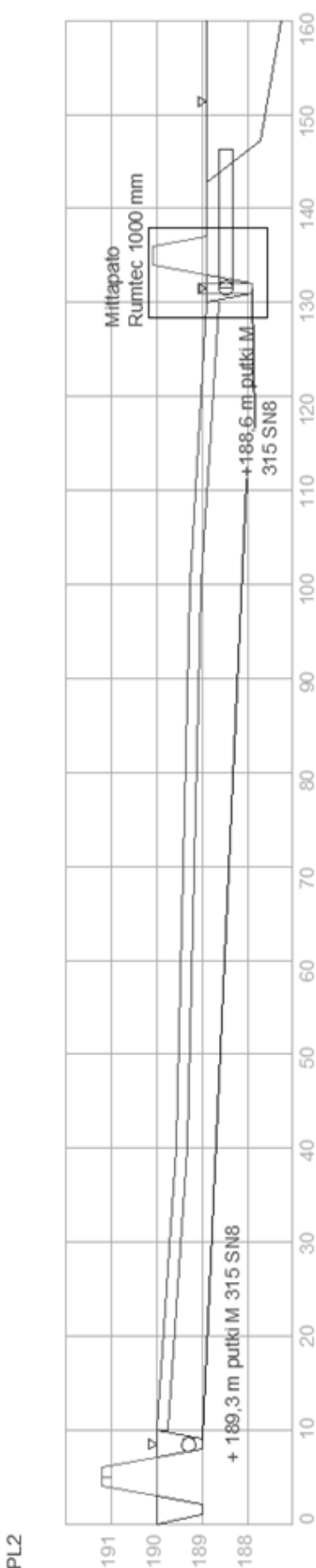


Kuva 9e. Vaihtoehtoon 5 karttakuva.

Pintavalutuskentän pituus- ja leveysleikkauspiirrokset (PL1 ja PL2).

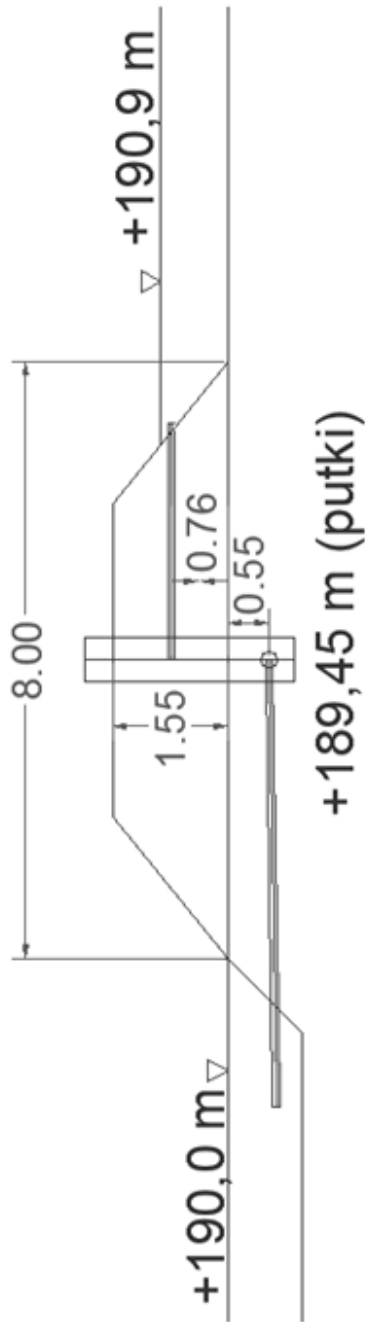


Kuva 37. Pintavalutuskentän leveysleikkaus, lammikon ja pintavalutuskentän yhtymäkohdasta on esitetty tarkennoskuva 1.

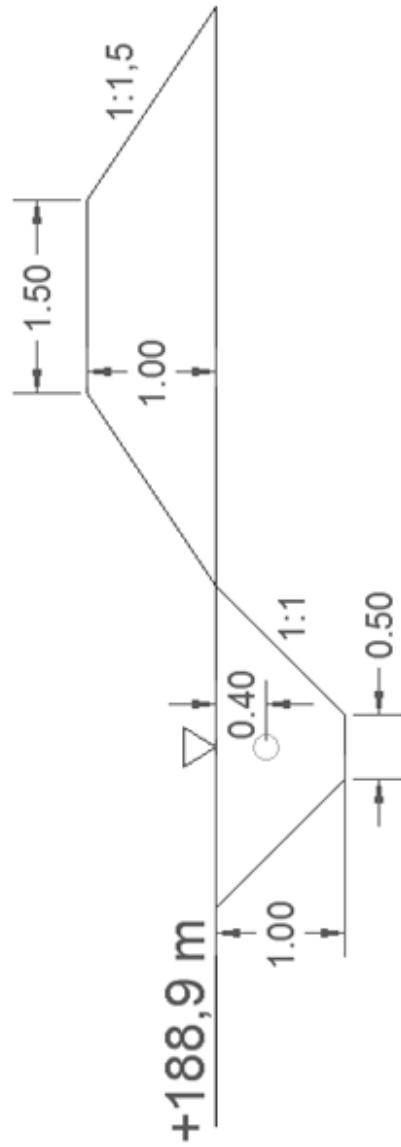


Kuva 38. Pintavalutuskentän pituusleikkaus, keräilyojan ja penkereen mitoituksesta on esitetty tarkennoskuva 2.

Tarkennokset pintavalutuskentän leveys- ja pituusleikkauspiirroksiin.



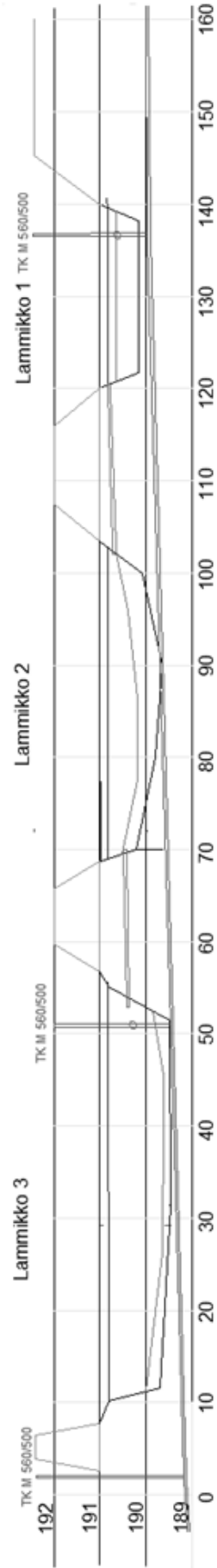
Kuva 39. Tarkennuskuva lammen ja pintavalutuskentän leveysleikkauksesta, keskikohdassa Rumtec 1000 mm mittapato.



Kuva 40. Tarkennuskuva keräilyjoasta ja reunapenkereestä pintavalutuskentän pohjoisosassa.

Poikkileikkauspiirros lammikoista nykyisellään ja vaihtoehdon 3 mukaan.

Poikkileikkaus nykyisestä tilanteesta



Poikkileikkaus vaihtoehdon 3 mukaan

